

WIENER MITTEILUNGEN

WASSER • ABWASSER • GEWÄSSER

Standortbestimmung in der Wassergütwirtschaft

Band 226 - Wien 2012

WIENER MITTEILUNGEN

WASSER • ABWASSER • GEWÄSSER

Band 226

Standortbestimmung in der Wassergütwirtschaft

ÖWAV - Seminar - Wien 2012

TU Wien

28.-29. Februar 2012

Herausgeber

O.Univ.Prof. Dipl.-Ing. Dr.techn. Dr.h.c. Helmut Kroiss

Technische Universität Wien

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement

und Abfallwirtschaft

Veranstalter



Technische Universität Wien
Institut für Wassergüte,
Ressourcenmanagement
und Abfallwirtschaft

Karlsplatz 13 / 226
1040 Wien



zukunft
1909 - 2012
denken

Österreichischer
Wasser- und
Abfallwirtschaftsverband

Marc - Aurel - Straße 5
1010 Wien

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft
Karlsplatz 13/226; 1040 Wien
Tel: + 43 1 58801 - 22611
Fax: + 43 1 58801 - 22699
Mail: iwag@iwag.tuwien.ac.at

Alle Rechte vorbehalten.

Ohne Genehmigung der Herausgeber ist es nicht gestattet,
das Buch oder Teile daraus zu veröffentlichen

© Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft TU-Wien, 2011

Druck: Riegelnik
1080, Piaristengasse 19

ISSN 0279 - 5349
ISBN 978-3-85234-119-4

Inhaltsverzeichnis

Gerhard Spatzierer, Stand der Maßnahmen für den Gewässerschutz und Ausblick aus der Sicht der Länder	1 - 18
Robert Fenz Stand der Maßnahmen für den Gewässerschutz und Ausblick in Österreich	19 - 36
Peter Cornel, Christian Schaum Stand der Maßnahmen für den Gewässerschutz und Ausblick in Deutschland	37 - 62
Michael Schärer, Ueli Sieber, Stephan Müller Stand der Maßnahmen für den Gewässerschutz und Ausblick in der Schweiz	63 - 76
Stefan Lindtner, Julia Haslinger Stand und Zukunft des Benchmarkings auf österreichischen Kläranlagen	77 - 102
Lukas Egle, Markus Reichel Stand und Trends bei Nährstoffrückgewinnung auf Kläranlagen	103 - 148
Heidemarie Schaar, Norbert Kreuzinger Trends in der weitergehenden Abwasserreinigung	149 - 172
Wilhelm Frey Stand und Trends bei der Faulgasverwertung auf Kläranlagen	173 - 202
Karl Svardal Die energieautarke Kläranlage	203 - 216

Gerald Wandl, Miklos Papp Das Energie-Optimierungskonzept der Hauptkläranlage Wien	217 - 230
Heide Müller-Rechberger, Charlotte Vogl Stand und Zukunft der Abwasseremissionsverordnungen	231 - 250
Vanessa Parravicini Entwicklungen der Anaerobtechnik in der Industrieabwasserreinigung	251 - 296
Matthias Zessner, Adam Kovacs, Christian Schilling, Gerald Hochedlinger, Oliver Gabriel, Georg Windhofer Stand und Trends der Modellierung von Nährstoffen auf Einzugsgebietsebene	297 - 344
Manfred Clara, Georg Windhofer, Matthias Zessner Betrachtung von Spurenstoffen auf Einzugsgebietsebene	345 - 368
Stefan Winkler, Jasmin Gensler, Lukas Kornfeind, Ernis Saračević, Andreas Winkelbauer Methoden und Werkzeuge für ein intelligentes und kontinuierliches Langzeitmonitoring	369 - 386
Simon Thaler, Matthias Zessner Gewässerschutz und Ressourcennutzung	387 - 404
Norbert Kreuzinger, Jens-Oliver Gabriel Klimawandel – Anpassungsstrategien in der Wassergütwirtschaft	405 - 442
Helmut Kroiss Die Kläranlage 2050	443 - 456

Stand der Maßnahmen für den Gewässerschutz und Ausblick aus der Sicht der Länder

Gerhard Spatzierer

Amt der Burgenländischen Landesregierung, Abt. 9 – Wasser- und Abfallwirtschaft

Abstract: Durch die Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie wurde die Österr. Wasserwirtschaft vor neue Herausforderungen gestellt. Wie diese Aufgaben bis heute und zukünftig aus der Sicht der Bundesländer bewältigt wurden bzw. werden sollen zeigt die Auswertung einer Umfrage. Die Maßnahmen bei punktförmigen Belastungsquellen sind bereits weitgehend abgeschlossen. Bei hydromorphologischen Belastungen gibt es noch großen Handlungsbedarf. Die Einträge aus der Landwirtschaft liefern den größten Anteil der Belastung für unsere Oberflächengewässer. Hier muss eine verbesserte Kooperation mit der Wasserwirtschaft erfolgen. Eine drohende Reduktion von Fördermitteln und weitere Personaleinsparungen werden die Umsetzung nicht erleichtern.

Key Words: Gewässerschutz, Oberflächengewässer, punktförmige, diffuse, hydromorphologische Belastungen, Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan.

1 Einleitung

Durch die Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Österreichisches Recht wurden neue Rahmenbedingungen für die Österreichische Wasserwirtschaft geschaffen. Dadurch ergaben sich unterschiedliche Herausforderungen für alle Betroffenen, denen in einigen Bereichen nicht unmittelbar sondern z.T. erst in 10 – 20 Jahren voll Rechnung getragen werden kann. Der Beitrag befasst sich mit dem Bereich der Maßnahmen im Gewässerschutz aus der Sicht der Länder eingeschränkt auf die Oberflächengewässer.

Um die Positionen der Bundesländer darstellen zu können, wurde vom Verfasser eine Umfrage gestartet, wobei schwerpunktmäßig die Maßnahmen für punktförmige und diffuse Belastungen sowie die Maßnahmen im Gewässer (Hydromorphologie) erfasst wurden. Der Beitrag kann keine Auflistung der Einzelmaßnahmen darstellen, sondern gibt vor allem die Positionen der Länder in diesem Bereich wieder. Da in Österreich u.a. auf Grund der jeweiligen Randbedingungen (geographisch, Niederschlag, Fremdenverkehr, Industrie, Landwirtschaft, Wasserkraft, Bevölkerung, etc.) unterschiedliche Einschätzungen und Prioritäten vorliegen können diesbezüglich auch keine abgestimmten einheitlichen Länderpositionen angeführt werden. Die vorliegenden Ergebnisse der Umfrage wurden daher lediglich dargestellt und seitens des Verfassers ergänzt, zusammengefasst und interpretiert.

Für die Unterstützung der Vertreter der Bundesländer darf an dieser Stelle recht herzlich gedankt werden.

2 Gewässergüte - Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan - EU-Lagebericht

Ausgangssituation für die Umfrage ist der derzeitige Stand der Gewässergüte der Oberflächengewässer, der im Jahresbericht 2010 – Gewässergüte in Österreich (BMLFUW, 2011) dargestellt ist. Von den 76 Überblicksmessstellen wiesen bei der Bewertung aller biologischen Qualitätselemente 29 % aller Messstellen einen zumindest guten und 71 % einen mäßigen oder schlechteren ökologischen Zustand auf. Die Gesamtzustandsbewertung wird dabei vielfach durch die Bewertung der Fischbiozönose geprägt (53 %).

Im Hinblick auf die in der Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer (BMLFUW, 2006) festgelegten Umweltqualitätsziele wurden folgende Ergebnisse erzielt:

Allgemeine physikalisch-chemische Parameter: Bei ca. 72 % der Messstellen Richtwerte eingehalten. Überschreitungen v.a. bei DOC, o-PO₄-P.

Schadstoffparameter: Bei 4 % der untersuchten Messstellen Grenzwertüberschreitungen (Ammonium, Zink).

Im Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplan 2009 – NGP 2009 (BMLFUW, 2010) wurden Abschätzungen der Auswirkungen der signifikanten Belastungen und anthropogenen Einwirkungen auf den Zustand der Gewässer (Belastungs- und Risikoanalyse) vorgenommen. Dabei wurden stoffliche und physikalische Belastungen aus Punktquellen und diffusen Quellen und hydromorphologische Belastungen untersucht.

Bei den punktförmigen Quellen wurden 1050 Direkteinleiter (kommunale Kläranlagen und IPPC-Anlagen) erfasst. Bei den diffusen Belastungen wurden die Nährstoffbelastungen durch Oberflächenabfluss und Grundwasser bewertet, die Aufwandsmengen für Pflanzenschutzmittel abgeschätzt. Bemerkenswert ist hier die Aussage, dass bedingt durch die Anstrengungen im Bereich der Abwasserableitung und Abwasserreinigung nunmehr lediglich 22,3 % (N) und 26,9 % (P) der Belastungen aus Punktquellen stammen. Dominant sind hier die Belastungen durch Erosion (P: 51,6 %) und Grundwasserabfluss (N: 45,7 %).

Die Belastungen durch morphologische Veränderungen werden vor allem durch die Wasserkraftnutzung, den Schutzwasserbau, die Siedlungstätigkeit, Infrastrukturmaßnahmen, die Schifffahrt und die Landwirtschaft verursacht. Derzeit bestehen z.B. 606 signifikante Staustrecken mit einer Länge von ca. 1.076 km. Die strukturellen Belastungen betreffen eine Gesamtlänge von ca. 8.206 km bzw. von 25,9 % des jeweiligen Gewässernetzes. Weiters bestehen ca. 29.000 Querbauwerke, wobei der Großteil auf flussbauliche Maßnahmen im Zuge des Hochwasserschutzes (ca. 90 %) zurückzuführen ist. 90 % der Wasserkraftanlagen sind derzeit nicht fischpassierbar.

Als Unterstützung für die Erstellung von Maßnahmenprogrammen wurden vom BMLFUW getrennt nach den folgenden Fachbereichen Zusammenstellungen von möglichen Maßnahmen zur Verfügung gestellt, die für die Erhaltung oder Verbesserung des Zustandes von Wasserkörpern eingesetzt werden können:

- Siedlungswasserwirtschaft
- Landwirtschaft
- Hydromorphologie

Der Stand der Abwasserentsorgung in Österreich ist im Österreichischen Bericht 2010 zur Kommunalen Abwasserrichtlinie der EU – 91/271/EWG (BMLFUW, 2010) dargestellt. Bis Ende 2008 waren demnach 92,8 % der Bevölkerung an ein öffentliches Kanalnetz mit Kläranlage angeschlossen. Das Abwasser wurde in 1574 Anlagen > 50 EW gereinigt, wobei das Abwasser etwa zur Hälfte aus privaten Haushalten bzw. von Industrie-/Gewerbebetrieben und aus dem Fremdenverkehr stammte.

3 Stand der Maßnahmen

3.1 Punktförmige Belastungen

Ausgehend vom Punkt des Abwasseranfalls (Bewohner, Betrieb) über Kanal und Kläranlage bis zur Einleitung ins Gewässer soll hier die Situation in den Ländern insbesondere hinsichtlich Ausbau, Betrieb, Überwachung, Sanierung und Finanzierung dargestellt werden.

3.1.1 Grundstücksentwässerungsanlagen

Diese Anlagen fallen in der Regel unter das Baurecht, entsprechende Daten fehlen. Man kann davon ausgehen, dass auf diesem Gebiet in Österreich noch relativ wenig geschehen ist. Auf Grund von Stichproben muss in diesem Bereich mit einem schlechteren Zustand als bei öffentlichen Kanälen ausgegangen werden.

3.1.2 Ausbau der Kanalisation, Kanalanschlussgrad

Der Anschlussgrad ist seit Ende 2008 weiter angestiegen und dürfte nunmehr bei etwa 94 % liegen. In den Bundesländern B, S, T, V und W konnten bereits mehr als 96,5 % der Bevölkerung erfasst werden, in K, NÖ, OÖ und der St liegt der Anschlussgrad zwischen 87,5 % und 92,0 %. Ein Ausbau bis auf mind. 95 % ist in allen Ländern vorgesehen, soll aber z.B. nach einer Prioritätenreihung (NÖ) vorgenommen werden. Die Zielvorgaben der EU (Kommunale Abwasserrichtlinie) wurden bereits erfüllt.

3.1.3 Kanalbetrieb – Kanalwartung

Diese Pflichten der Betreiber werden in vielen Fällen nur unzureichend wahrgenommen. Trotz Vorschreibung von Kontrollen, Wartungsarbeiten und periodischen Überprüfungen werden derartige Arbeiten oftmals nicht durchgeführt. In mehreren Bundesländern werden mittels Bescheid entsprechende Vorgaben festgelegt, wobei sich die Vorschreibung nur auf den jeweiligen Kanalabschnitt bezieht. Eine behördliche Kontrolle, ob diese Aufgaben tatsächlich wahrgenommen werden, ist nicht immer gegeben. Ein bundesweit einheitlicher Standard (z.B. Mischwasseremissions-VO, Eigenüberwachung Kanalbetrieb) fehlt. Durch die Ausbildung des Betriebspersonals ist eine Besserung feststellbar. Bei großen Städten und Verbänden mit eigenem Kanalbetrieb wird systematisch vorgegangen, bei Ortskanalisationen fehlen zumeist Personal und Ausstattung. In OÖ wurde eine allgemeine Kanalwartungs- und Betriebsanleitung inkl. Formblättern den Gemeinden zur Verfügung gestellt. Allgemein wird eine Verbesserung der Situation als notwendig erachtet.

3.1.4 Fremdwasserreduktion

Bei einem spezifischen Abwasseranfall $> 150 \text{ m}^3/\text{E.a}$ ist davon auszugehen, dass eine Fremdwasserproblematik mit Handlungsbedarf besteht. Dies ist in Österreich bei etwa 15 % aller Kläranlagen der Fall. In einzelnen Bundesländern konnten hier bereits Erfolge erzielt werden. Bei massivem Fremdwasserzufluss können u.U. die Mindestwirkungsgrade nicht mehr erreicht werden. Der Kanalkataster gibt hier wertvolle Informationen. Detailanalysen zeigen, dass auch bei Trennsystemen eine Fremdwasserproblematik auftreten kann.

3.1.5 Kanalkataster

Durch die Möglichkeit der Förderung des Kanalkatasters steigt der Erfassungsgrad kontinuierlich. Bei mehr als 30 % aller Gemeinden ist ein derartiger Kataster in Ausarbeitung bzw. liegt bereits vor. In OÖ haben bereits 90 % aller Gemeinden Zeitpläne für die vollständige Erfassung bis 2020 eingereicht. Hier wird auch eine zentrale Datenverwaltung durch das Amt angeboten. Die Erstellung des Kanalkatasters wird als Voraussetzung für zukünftig erforderliche Reinvestitions- und Sanierungsmaßnahmen sowie für einen ordnungsgemäßen Kanalbetrieb angesehen.

3.1.6 Kanalsanierung

Bislang wird die Sanierung vor allem anlassbezogen bei größeren Schäden oder massiven Fremdwassereintritten vorgenommen. Auch hier ist bei größeren Verbänden und Städten eine bessere Situation gegeben. Insgesamt hinkt die Sanierungsrate zumeist erheblich hinter den notwendigen 1 – 2 %/Jahr hinterher.

3.1.7 Indirekteinleiter

Der Vollzug der Indirekteinleiter-VO erfolgt in Österreich z.T. unterschiedlich (Kanalisationsunternehmen, Behörde, Überwachung, siehe auch RECHNUNGSHOF, 2011). In der Steiermark wurde z.B. eine webgeführte Datenbank eingerichtet, über welche auch die Behörde informiert wird, welche Indirekteinleiter ihrer gesetzlich vorgegebenen Überwachungspflicht nachgekommen sind. In Einzelfällen erfolgt auch eine Kontrolle durch die Gewässerraufsicht. Die Information über neue Betriebsgenehmigungen an das Kanalisationsunternehmen ist nicht immer gegeben. Probleme wurden bei fleischverarbeitenden Betrieben durch unzureichende Vorreinigungsmaßnahmen und Produktionssteigerungen festgestellt.

3.1.8 Probleme durch industrielle Abwässer

Bei Direkteinleitern gibt es abgesehen von Einzelfällen derzeit kaum Probleme. Die Problematik an der Raab konnte gelöst werden.

3.1.9 Mischwasserbehandlung

Das Fehlen der Mischwasseremissions-Verordnung wird von der Mehrzahl der Länder bedauert. Ein Anpassungsbedarf ist in vielen Fällen gegeben. Durch das ÖWAV-Regelblatt 19 wurde wohl der Stand der Technik vorgegeben, die Umsetzung erfolgt allerdings nicht mit hoher Priorität (gemäß NGP).

3.1.10 Anpassung der Kläranlagen an den Stand der Technik

Die Anpassung an den Stand der Technik (BMfLuF, 1996) ist in Österreich weitgehend erfolgt, in einzelnen Bundesländern besteht aber noch Handlungsbedarf (bis zu 100 Anlagen > 50 EW). Die weitere Umsetzung orientiert sich u.a. nach den Vorgaben des NGP. Eine Novellierung der Allgemeinen AVE und einiger branchenspezifischer AEV wäre zweckmäßig.

3.1.11 Fremdüberwachung – Kontrollen seitens der Länder

Die Umsetzung in den einzelnen Bundesländern ist in Abhängigkeit der jeweiligen Rahmenbedingungen unterschiedlich. Hier wird im Detail auf den Beitrag vom Vorjahr verwiesen (SPATZIERER, 2011). Durch die schrumpfenden Personalressourcen musste die Intensität der behördlichen Überwachung z.T. herabgesetzt werden.

3.1.12 Finanzierung – Förderung siedlungswasserwirtschaftlicher Maßnahmen

Eine weitere Förderung siedlungswasserwirtschaftlicher Maßnahmen wird von den Ländern als unbedingt erforderlich erachtet. Bis dato konnte mit dem Fördervolumen das Auslangen gefunden werden. Ab 2013 muss im Extremfall mit einem Baustopp gerechnet werden. Der Restausbau der erforderlichen Kanalisationsanlagen, die Anpassung an den Stand der Technik sowie die Intensivierung der Sanierung der Kanalisationsanlagen werden damit in Frage gestellt. In einigen Bundesländern ist zudem die Landesförderung an die Bundesförderung gekoppelt. Bei einem zukünftigen Ausfall der Förderung können die vorgegebenen Umsetzungsfristen nicht mehr eingehalten werden.

3.1.13 Personelle Ausstattung der Verwaltung

Die permanente Personalreduktion führt zwangsläufig zu Engpässen und Verzögerungen. Der Aufwand für die Projektentwicklung, Begleitung und Überwachung muss zwangsläufig zurückgefahren werden, was zu Qualitätseinbußen führt. Durch die Übertragung von Aufgaben auf Verbände konnte in einzelnen Bereichen eine Entlastung erzielt werden.

3.1.14 Probleme beim Vollzug

Die Rechtsgrundlagen werden immer komplizierter, kaum lesbar, schwer vollziehbar. Eine Überarbeitung und Vereinfachung diverser AEV, der QZV-GW, etc. wäre wünschenswert. Der Mitvollzug des WRG durch Gewerbebehörden ist in der Praxis nicht immer gegeben. Ein Eingriff in bestehende Rechte ist schwer möglich, eine Anpassung von Bescheiden an neue Bestimmungen wird nur in Einzelfällen vorgenommen.

3.1.15 Interkommunale Zusammenarbeit

Grundsätzlich ist die Interkommunale Zusammenarbeit in der Wasserwirtschaft schon seit vielen Jahren in Form der Verbände geübte und bewährte Praxis. Die Errichtung von Betreiberverbänden sowie die gemeinsame Wahrnehmung von Detailaufgaben (Kläranlagenbetrieb, Betrieb/Überwachung von Kleinkläranlagen, Kanalwartung, Kanalkataster, Schlammbehandlung, etc.) werden in einzelnen Ländern erfolgreich forciert und speziell gefördert (V).

3.2 Diffuse Belastungen

Die Belastungen stammen vorwiegend aus dem Bereich der Land- und Forstwirtschaft.

3.2.1 Erosion

Die bisherigen Maßnahmen auf Grund der bestehenden gesetzlichen Regelungen in Bodenschutzgesetzen werden als unzureichend angesehen. Entsprechende Maßnahmen (Gründecken, Erosionsschutzmaßnahmen) in Hanglagen sind unbedingt erforderlich. Der Wasserrückhalt in der Landschaft muss gefördert werden. Ab gewissen Hangneigungen sollte der Maisanbau verboten werden. Durch entsprechende Förderprogramme (ÖPUL, Landesprogramme), Beratung und das Aktionsprogramm Nitrat könnten Verbesserungen erzielt werden.

3.2.2 Gewässerrandstreifen

Die bisherigen Förderprogramme wurden kaum angenommen. Bis dato erfolgte die Umsetzung vorwiegend im Rahmen von Kommissierungsverfahren oder Instandhaltungsprojekten. Durch verstärkte Beratung und Werbung müssten in der nächsten Förderperiode Erfolge erzielbar sein. Ein eigenes Gewässerrandstreifenprogramm (Breite 20 – 30 m) mit entsprechender finanzieller Dotierung wäre notwendig.

3.2.3 Kontrolle landwirtschaftlicher Betriebe

Die Kontrolle landwirtschaftlicher Betriebe durch die Gewässeraufsicht erfolgt zumeist nur bei angezeigten Missständen (Nitratprobleme im Trinkwasser, Grundwasser) bzw. hinsichtlich des Grundwasserschutzes im Hinblick auf die Stallungen und Wirtschaftsdüngerlagerung (B). Der Zugang zu relevanten

Betriebsdaten (Viehbestand, Flächennutzung, etc.) ist derzeit nicht möglich (sollte z.B. im Aktionsprogramm Nitrat geregelt werden). Eine systematische Kontrolle seitens der Gewässeraufsicht ist aus Personalmangel nicht möglich. Die Zusammenarbeit mit landwirtschaftlichen Umweltberatern wird als positiv angesehen.

Die Routine-Kontrolle durch die AMA (Betriebsprüfung, Cross Compliance) ist aus der Sicht der Gewässeraufsicht positiv, aber unzureichend. Im Rahmen eines Pilotprojektes wurde die AMA vom Land OÖ mit Gewässeraufwachsaufgaben betraut. Generell wird eine bessere inhaltliche Abstimmung der Kontrollen mit den Aufgaben der Gewässeraufsicht und einer diesbezüglichen Schulung der eingesetzten Organe gefordert.

3.2.4 Bewirtschaftung landwirtschaftlicher Flächen

Die maßgeblichen Gewässerbelastungen stammen von intensiven Ackerbaubereichen. In ÖO erfolgen hier Beratungsmaßnahmen seitens des Boden- und des Wasserschutzes. In der Steiermark wurde die Projektinitiative qualitätsgesichertes Gülle-Nährstoffmanagement gestartet. Emissionsmindernde Maßnahmen bei der Düngerausbringung sollten im Aktionsprogramm Nitrat gefordert werden. Diffuse Austräge über Drainagen sind besonders bei schwachen Vorflutern problematisch. Neue Entwässerungsanlagen werden nicht mehr gefördert, dafür der Rückbau und die Instandhaltung (St). Probleme ergeben sich auch beim Einsatz von Pflanzenschutzmitteln.

3.3 Hydromorphologische Belastungen

3.3.1 Herstellung der Durchgängigkeit – Restwasser – Sanierungsprogramm für Fließgewässer

Zur Umsetzung der konkreten Vorgaben des NGP und der §§ 4 und 6 der Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplanverordnung 2009 (BMLFUW, 2010) wurden von den Ländern K, OÖ, T bereits Sanierungsprogramme für die prioritären Fließgewässer verordnet bzw. werden diese ausgearbeitet (NÖ, St). Die Umsetzung soll eine ganzjährige Passierbarkeit festgesetzter Fischarten und Fischgrößen sicherstellen, wobei bei Ausleitungen auch eine ausreichende Restwassermenge (inkl. erforderliche Mindestwassertiefe und Fließgeschwindigkeit) zu gewährleisten ist. Bei Überprüfungen wurde

festgestellt, dass bereits bestehende (auch erst kürzlich errichtete) Fischaufstiegshilfen nicht den Anforderungen des neuen Leitfadens zum Bau von FAHs (BMLFUW, 2011) entsprechen, d.h. nicht funktionsfähig sind. Neben diesen Maßnahmen sind aber auch sonstige morphologische Verbesserungen erforderlich, die nach Möglichkeit beim Bau von Hochwasserschutzanlagen oder im Zuge von Instandhaltungsmaßnahmen umgesetzt werden. Problematisch ist, dass ohne Aktivitäten der Landesverwaltung kaum Umsetzungsmaßnahmen seitens der Konsensinhaber (Gemeinden) beantragt werden.

3.3.2 Finanzierung der Maßnahmen

Die Finanzierung der Maßnahmen erfolgt über das UFG mit einer Kofinanzierung durch das Land. Die Nutzung von Synergien mit Projekten der Schutzwasserwirtschaft und EU-Projekten wäre vorteilhaft. Vorwiegend kommen Projekte zur Schaffung der Durchgängigkeit zur Umsetzung. Morphologische Maßnahmen werden rückgereiht. Eine Vorfinanzierung durch die Gemeinden ist oftmals wegen der gering vorhandenen Mittel in den Gemeinden nicht möglich. Unklar ist die weitere Vorgangsweise ab 2015.

3.3.3 Errichtung von Wasserkraftanlagen

Auf Grund des großen politischen Interesses kommt der Errichtung von Wasserkraftanlagen in fast allen Ländern eine große Bedeutung zu, zahlreiche Projektanträge liegen vor. Die Realisierbarkeit wird nach wasserwirtschaftlichen, gewässerökologischen und naturschutzfachlichen Kriterien beurteilt. Auswirkungen auf die Gewässerökologie werden befürchtet. Z.T. erfolgen Ausweisungen von „Tabu“-Zonen (OÖ). In V wurde vom Landtag der Beschluss gefasst, dass in Gewässern mit sehr gutem Zustand keine Nutzungen möglich sind.

3.3.4 Instandhaltung – Gewässerpflege

Hier kommt es immer wieder zu Konfliktsituationen zwischen Hochwasserschutz und Renaturierung. Sofern das Einvernehmen mit der Gewässerökologie und dem Naturschutz schon in der Planungsphase hergestellt und dokumentiert wird, kann auch das vorgegebene Ziel zumeist ohne Konflikte erreicht werden. Allgemeine Vorgaben sind jedenfalls erforderlich, eine laufende Pflege ist unabdingbar. Die Gemeinden sind zumeist fachlich

überfordert. Problematisch wird es, wenn die technisch-fachliche Unterstützung des Landes reduziert bzw. eingestellt wird. Dann wäre es erforderlich, dass die Gemeinden diese Aufgaben mit ausgebildetem Personal selbst vornehmen. Entsprechende Schulungen und Fortbildungsmaßnahmen nach dem Vorbild der Gewässer-Nachbarschaften müssten angeboten und eingerichtet werden.

Die Übernahme dieser Aufgaben sowie der Sanierungsmaßnahmen gemäß NGP durch Hochwasserschutz- und Instandhaltungsverbände wäre jedenfalls zweckmäßig (Beispiel D). Auch in Österreich sollten derartige Modelle bundesweit gefördert werden (Beispiel St). In NÖ wird eine Musterbetriebsvorschrift für Verbände derzeit ausgearbeitet. In einigen Bundesländern fehlen derartige Organisationen.

3.3.5 Gewässerbeschau - Gewässerzustandsaufsicht

Derartige Beschauen werden nicht in allen Ländern durchgeführt. Es sollte jedenfalls eine regelmäßige Zustandsbeschau vorgenommen werden, wobei auch ökologische Vorgaben gemacht werden können. Behördliche Gewässerbeschauen sind relativ aufwendig und führen zumeist zu einer Vielzahl von weiteren behördlichen Veranlassungen (Beseitigung von Missständen).

4 Ausblick – zukünftige Anforderungen

4.1 Grundstücksentwässerungsanlagen

Eine Überprüfung ev. im Zusammenhang mit der Erstellung des Kanalkatasters wäre zweckmäßig. Speziell bei Bestehen einer Fremdwasserproblematik müssen zwangsläufig auch im Bereich der Grundstücksentwässerungsanlagen Maßnahmen gesetzt werden. Die Sanierung könnte/sollte gemeinsam mit der Sanierung der Ortskanalisation erfolgen. Im Zuge der Flächenwidmung sollte zukünftig neues Bauland nur dann geschaffen werden, wenn z.B. bei hohem Grundwasserstand entsprechende bauliche Vorgaben gemacht werden (kein Keller oder nur als dichte Wanne). Bei Neubauten sollten die GEA entsprechend abgenommen werden.

4.2 Kanalanschluss – Anpassung mechanischer Kleinkläranlagen an den Stand der Technik

Die Umsetzung dieser Vorgaben sollte bis 2015 abgeschlossen werden. Ein 100-iger Kanalanschluss ist nicht erreichbar. Die wasserwirtschaftliche Bedeutung wird z.T. als gering angesehen. Oftmals ist den Betreibern die Notwendigkeit der Anpassung nicht bekannt. Hoher Verwaltungsaufwand, eine Typengenehmigung wäre hilfreich (Anzeigeverfahren). Problematik der Überwachung einer großen Zahl von Kleinkläranlagen. Pilotprojekt in der St: Fremdüberwachung der Anlagen durch einen Verband im Auftrag der Wasserrechtsbehörde.

4.3 Kanalsanierung

Die Erstellung von Kanalkatastern muss schwerpunktmäßig weitergeführt werden. Die Sanierung und der Werterhalt der unterirdischen Infrastruktur sowie der eigentliche fachkundige Betrieb dieser Anlagen ist die zukünftige Herausforderung für alle hierfür Verantwortlichen. Zur Sicherstellung der Sanierungen wären auch rechtzeitig Rücklagen zu bilden, um die finanzielle Belastung der Bevölkerung in einem vertretbaren Maß zu halten.

4.4 Spurenstoffe – weitergehende Reinigung

Mikroverunreinigungen werden derzeit in Österreich noch nicht als Problem angesehen. Bedingt durch das Vorgehen in den Bodenseeanliegerstaaten (Schweiz, Baden-Württemberg) gelangte diese Thematik speziell in V in die öffentliche Diskussion. Durch den Entwurf der Überarbeitung der EU-Richtlinie über die Liste der prioritären Stoffe (EC, 2012) könnte mittelfristig ein Handlungsbedarf speziell bei Kläranlagen auftreten, die in Vorfluter mit geringer Wasserführung münden. Eine vorhergehende wissenschaftlich-technische Abklärung wird als zweckmäßig angesehen. Generell werden Maßnahmen auf diesem Gebiet derzeit nicht als prioritär erachtet.

4.5 Flusseinzugsgebietsmanagement – operative Zusammenarbeit im Einzugsgebiet

Dies wird als Zukunftsthema angesehen, wobei eine Zusammenführung sämtlicher Maßnahmen und Akteure (Hochwasserschutz, Instandhaltung, Renaturierung, Abwasserentsorgung) im gesamten Flusseinzugsgebiet oder zumindest in Teilgebieten als Vision anzusehen ist. Die bisherige sektoriell orientierte Planungspraxis sollte längerfristig durch ein integriertes Einzugsgebietsmanagement abgelöst werden.

Gewässerinstandhaltung, Gewässerpflege und die Erreichung vorgegebener Gewässerschutzziele muss jedenfalls zukünftig stärker in den Verantwortungsbereich von Wasserverbänden übergehen. Bewusstseinsbildung, Ausbildung des Personals (Gewässermeister), Förderanreize, Finanzierungsmodelle sind Maßnahmen, die helfen, diese Ziele zu erreichen.

Gute Erfahrungen wurden bereits mit der Flussraumbetreuung (Obere Traun) und dem Flussdialog (OÖ) gemacht.

In die Steuerung sollte jedenfalls die Verwaltung eingebunden werden. Es müssen dafür nicht neue Organisationen aufgebaut werden, bereits bestehende Verbände könnten in diese Aufgaben hineinwachsen. Die Arbeit darf jedenfalls nicht an Verwaltungs- (und Staats-)grenzen halt machen.

Auf der Ebene des operativen Personals haben sich für die fachliche Anleitung und Fortbildung Gewässer-Nachbarschaften bewährt.

4.6 Finanzierung der Maßnahmen

Ein Weiterbestand der Förderung im Bereich der Siedlungswasserwirtschaft wird in Anbetracht der erforderlichen Maßnahmen als notwendig angesehen. Speziell die Sanierung sollte über die Förderung in Gang gesetzt werden. Bei einer zukünftigen Reduktion oder einem Auslaufen der Förderung muss mit einer Verzögerung der Umsetzung gerechnet werden. Eine Kompensation durch andere Förderinstrumente wäre notwendig, erscheint aber kaum realisierbar.

Auch im Bereich der Gewässerinstandhaltung und Gewässerpflege (inkl. der Hochwasserschutzanlagen) ist bei Mittelknappheit vermehrt mit Problemen zu rechnen.

4.7 Verwaltung – Deregulierung - Aufgabenreform

Das verfügbare Personal nimmt ständig ab, pensionierte Bedienstete werden nur mehr eingeschränkt nachbesetzt, das mittlere Alter der Bediensteten liegt bereits bei ca. 50 Jahren, die Aufgaben steigen weiter an. Dies wird eine große Herausforderung, wo doch durch die WRRL viele neue Aufgaben im Verwaltungsbereich dazu gekommen sind. Bei weiterem Wachsen der Aufgaben ist der Kollaps vorprogrammiert. In einigen Bundesländern wurde das Personal bereits sukzessive reduziert, Kontrollaufgaben bleiben zumeist auf der Strecke. Auf Grund des Sparpakets ist mit weiteren Kürzungen zu rechnen.

Seitens der Länder wurden zahlreiche Deregulierungsvorschläge erstellt, deren Umsetzung aber nur schrittweise vorangeht. Zwangsläufig wird es erforderlich sein, dass sich die Verwaltung prioritär auf die wesentlichsten wasserwirtschaftlichen Planungen beschränkt. Eventuell wird es erforderlich, Arbeiten und Aufgaben an Dritte auszulagern (nichtamtliche Sachverständige). Aufgabenfelder könnten sein: Überprüfung von Kleinkläranlagen, Kanalisationsanlagen, Grundwasserwärmepumpen, etc. Eine Umsetzung durch ASV wird von den Ländern bevorzugt.

4.8 Demografische Entwicklung

Speziell im ländlichen Bereich kommt es in den letzten Jahren zu einer Ausdünnung der ständigen Bewohner. Hier wird eine verstärkte Zusammenarbeit mit der Raumplanung für erforderlich erachtet. Eine Verknüpfung der Siedlungsentwicklung und wasserwirtschaftlich-technischen Vorgaben wird als erforderlich erachtet. Dies betrifft u.a. eingeschränkte Förderungen bei Siedlungserweiterungen, Grundflächen für Hochwasserretention, keine Sanierung bei rückläufiger Siedlungsentwicklung. Das Problem wurde oftmals noch nicht erkannt.

4.9 Klimawandel

Auf Grund der durchgeführten Studien wurden Abschätzungen auf mögliche lokale Auswirkungen vorgenommen. Langfristig erscheinen Konzepte für den Bereich Trinkwasser und Bewässerung erforderlich. Bedingt durch den Temperaturanstieg können im Südosten auch Auswirkungen auf die Gewässergüte auftreten. Darüber hinaus wird aber kein Handlungsbedarf gesehen.

5 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Fast alle Gewässer weisen bereits den guten Zustand auf. Bewirtschaftungsmaßnahmen sind erforderlich, damit der Schutz auch weiterhin gewährleistet ist. Die restlichen Gewässer ohne guten Zustand sollen stufenweise den Zielzustand erreichen.

Nur bei 25 Wasserkörpern wurden Überschreitung der derzeitigen Umweltqualitätsnormen (Hexachlorbutadien, Tributylzinn, Ammonium, AOX, Kupfer, Zink festgestellt.

Problematisch könnten Anforderungen durch den Richtlinienvorschlag der EU vom 31.1.2012 über prioritäre Stoffe werden. Bei einer Ausweitung des Katalogs der prioritären Stoffe werden in Gebieten mit geringen Abflüssen im Vorfluter Probleme erwartet. Um die vorgeschlagenen Umweltqualitätsnormen (z.B. für Diclofenac) einzuhalten müsste ein Verdünnungsverhältnis von 1:10 vorliegen. Dzt. weisen 7 Messstellen in Österreich einen Anteil > 10% von kommunalem Abwasser bezogen auf MQ auf. Darüber hinaus wird aber derzeit noch kein Handlungsbedarf in dem Bereich der Spurenstoffe gesehen.

Die Abwasserreinigung in Österreich entspricht insgesamt den Anforderungen der EU, was auf die Anstrengungen der letzten Jahrzehnte zurückzuführen ist. Die letzten weißen Fleckchen sollten bis spätestens 2019 beseitigt werden.

Die Kanalwartung und Kanalsanierung wird eine Schwerpunktaufgabe der Siedlungswasserwirtschaft darstellen. Eine bundesweite einheitliche Regelung für den Kanalbetrieb wäre vorteilhaft (z.B. auf Basis des ÖWAV-Regelblattes 22).

Die Umsetzung des NGP erfordert noch eine Vielzahl von Maßnahmen. Seitens der Wasserwirtschaft wird für die Umsetzung in Abhängigkeit von der zukünftigen Förderung ein längerer Zeitraum veranschlagt.

Da ein Großteil der derzeitigen Belastung der Gewässer aus diffusen Quellen stammt wird es als notwendig angesehen, durch entsprechende Förderprogramme eine gewässerschonende Bewirtschaftung zu erreichen. Durch die Vielzahl der landwirtschaftlichen Betriebe und der jährlich unterschiedlichen Bewirtschaftungsweise ist eine Kontrolle seitens der Wasserwirtschaft nicht möglich. In enger Kooperation mit der Landwirtschaft (Beratung, Kontrolle durch die AMA, Umweltberater) sollte es aber gelingen, die Belastungen der Gewässer durch die Landwirtschaft weiter zu verringern.

6 Literatur

- BMfLuF (1996): 1. Abwasseremissionsverordnung für kommunales Abwasser, BGBl.Nr. 210/1996.
- BMLFUW (2006): Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer – QZV Chemie OG, BGBl. II Nr. 96/2006 i.d.F. BGBl. II Nr. 461/2010.
- BMLFUW (2006): Gewässerzustandsüberwachungsverordnung, BGBl. II Nr. 479/2006 i.d.F. BGBl. II Nr. 465/2010.
- BMLFUW (2009): Elektronisches Register zur Erfassung aller wesentlichen Belastungen von Oberflächenwasserkörpern durch Emissionen von Stoffen aus Punktquellen, BGBl. II Nr. 29/2009.
- BMLFUW (2010): Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan 2009 – NGP 2009.
- BMLFUW (2010): Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer – QZV Ökologie OG, BGBl. II Nr. 99/2010.
- BMLFUW (2010): Nationale Gewässerbewirtschaftungsplanverordnung 2009, BGBl. II Nr. 103/2010.
- BMLFUW (2010): Kommunale Abwasserrichtlinie der EU – 91/271/EWG. Österreichischer Bericht 2010.
- BMLFUW (2011): Wassergüte in Österreich – Jahresbericht 2010.
- BMLFUW (2011): Grundlagen für einen österreichischen Leitfaden zum Bau von Fischaufstieghilfen (FAHs).

BMLFUW (2011): Wasserrechtsgesetz 1959 – WRG 1959, BGBl. 1959/215 i.d.F. BGBl. I Nr. 14/2011.

EUROPEAN COMMISSION (2012): Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council amending Directives 2000/60/EC and 2008/105/EC as regards priority substances in the field of water policy.

Kärnten (2011): Verordnung des Landeshauptmannes vom 20. Dezember 2011 zur Sanierung von Oberflächenwasserkörpern. LGBl. 102/2011.

Oberösterreich (2011): Verordnung des Landeshauptmannes von Oberösterreich mit der ein Sanierungsprogramm für Fließgewässer erlassen wird. LGBl. 95/2011.

Rechnungshof (2011): Umsetzung der Indirekteinleiterverordnung in ausgewählten Abwasserverbänden. Reihe Burgenland 2011/4.

Spatzierer, G. (2011): Anforderungen an die Fremdüberwachung. Wiener Mitteilungen, Band 224.

Tirol (2011): Verordnung des Landeshauptmannes vom 1. Dezember 2011 zur Sanierung von Fließgewässern. LGBl. Nr. 133/2011.

Korrespondenz an:

Dipl.-Ing. Gerhard Spatzierer

Amt der Burgenländischen Landesregierung
Abt. 9 – Wasser- und Abfallwirtschaft
Europaplatz 1
7000 Eisenstadt

Tel.: 0043/2682/600/6527

Fax: 0043/2682/600/6633

E-Mail: gerhard.spatzierer@bgld.gv.at

Stand der Maßnahmen für den Gewässerschutz und Ausblick in Österreich

Robert Fenz

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft

Abstract: Durch verschiedene Maßnahmen wie z.B. im Bereich der Abwasserentsorgung wurde in Österreich die stoffliche Belastung der Gewässer deutlich reduziert. In den kommenden Jahren wird es eine wesentliche Aufgabe sein die errichtete Infrastruktur durch Sanierung und Reinvestition zu erhalten. Eine weitere Reduzierung der Belastungen von Oberflächengewässern ist sinnvoll nur durch eine Kombination aus Maßnahmen bei Punktquellen und diffusen Quellen erreichbar, wobei neben end of pipe Maßnahmen vor allem auch Emissionsreduktionen an der Quelle in Betracht gezogen werden sollen. Die Reduzierung der hydromorphologischen Belastungen erfordert aufgrund der großen Zahl dieser Belastungen ein planerisches, auf Prioritäten basierendes Sanierungskonzept. Die Erarbeitung geeigneter planerischer Grundlagen sollte auch im Hinblick auf zukünftige wasserwirtschaftliche Entwicklungen forciert werden um sowohl eine nachhaltige Nutzung der Gewässer als auch deren Schutz sicherstellen zu können.

Key Words: Gewässerschutz, Qualitätsziele, stoffliche Belastungen, hydromorphologische Belastungen, Planung, Abwasserentsorgung

1 Einleitung

Die österreichische Wasserwirtschaft hat in Bezug auf den Gewässerschutz in den vergangenen Jahrzehnten große Erfolge erzielt. Es ist gelungen, die Verschmutzungen der Fließgewässer und Seen durch enorme Anstrengungen in der Abwasserentsorgung weitgehend zu beseitigen. Die Bevölkerung wird großteils über zentrale Wasserversorgungsanlagen mit Trinkwasser bester

Qualität aus Grund- oder Quellwasser versorgt und bei der Abwasserreinigung wurde ein im europäischen Vergleich beachtenswert hohes Niveau erreicht. Insgesamt hat der Gewässerschutz auch bei Vorhaben, bei denen er vor einiger Zeit noch wenig berücksichtigt wurde, wie z.B. Schutz- und Regulierungsbauten, deutlich an Bedeutung gewonnen. An den Flüssen wurden in den letzten Jahren zahlreiche Revitalisierungsprojekte durchgeführt und so zumindest streckenweise eine deutliche Verbesserung des ökologischen Zustands erreicht.

Trotz dieser Erfolge, die mit enormen Investitionen verbunden waren, steht die österreichische Wasserwirtschaft auch heute vor großen Herausforderungen und Fragen hinsichtlich zukünftiger Strategien. Im Folgenden soll das bisher Erreichte, ein Überblick über aktuelle Maßnahmen für den Gewässerschutz (Oberflächengewässer) sowohl in Bezug auf stoffliche als auch auf hydromorphologische Belastungen und ein Ausblick auf die aus Sicht des Verfassers anstehenden Herausforderungen dargelegt werden.

2 Qualitätsziele

Grundsätzliche Ziele der Wasserrahmenrichtlinie sind die Gewährleistung eines guten Zustands in allen Gewässern und die Verhinderung einer Verschlechterung des bestehenden Zustands. Die Berücksichtigung des Gewässerzustands im Rahmen des kombinierten Ansatzes von Emissions- und Immissionsprinzip ist im österreichischen Wasserrecht schon lange vor der WRRL verankert gewesen. Trotzdem sind die immissionsseitigen Aspekte des Gewässerschutzes mit der WRRL stärker in den Vordergrund getreten, was sich vor allem in der Konkretisierung von Qualitätszielen für die Gewässer zeigt. Die zu erreichenden Zielzustände und die im Hinblick auf das Verschlechterungsverbot maßgeblichen Zustände wurden in verschiedenen Qualitätszielverordnungen festgelegt.

2.1 Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer

Mit der im Jahr 2010 erlassenen Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer (BGBl. II Nr. 99/2010 idGF) wurde bzw. wird in vielen Bereichen Neuland betreten. In der Verordnung werden Werte für die

biologischen, hydromorphologischen und allgemein physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten für den sehr guten, guten, mäßigen, unbefriedigenden und schlechten ökologischen Zustand festgelegt. Die Festlegungen erfolgen typspezifisch, d.h. gesondert für die verschiedenen Fließgewässertypen und Seentypen, die sich durch naturräumliche und biotische Faktoren voneinander unterscheiden. Für die verschiedenen Fließgewässertypen sind im Hinblick auf eine anthropogen weitgehend unbeeinflusste Situation die Referenzbedingungen, die dem sehr guten Zustand entsprechen, zu beschreiben. Dies hat jeder Mitgliedstaat gesondert vorzunehmen und dabei für die biologischen, hydromorphologischen und allgemein physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten die relevanten Parameter – auf der Grundlage der in Anhang V der WRRL festgelegten Kriterien (in Österreich umgesetzt in Anhang C zum WRG 1959) – auszuwählen. In Abweichung von den jeweiligen Referenzbedingungen (entspricht dem sehr guten Zustand = 1) wurden abgestufte Werte für die Zustandsklassen gut (= 2) bis schlecht (= 5) festgelegt.

Für die Beurteilung der Gewässer anhand der biologischen Qualitätskomponenten wurden Bewertungsverfahren entwickelt. Die biologischen Qualitätskomponenten werden mittels ausgewählter Kriterien, wie z.B. Artenzusammensetzung, Diversität oder Anteil störungsempfindlicher Arten zusammenfassend bewertet. Genaue Bewertungsverfahren wurden für den Bereich der Fließgewässer für die Qualitätskomponenten Makrophyten, Phytobenthos, benthische wirbellose Fauna (Makrozoobenthos) und Fischfauna, sowie für den Bereich der Seen für die Qualitätskomponenten Phytoplankton, Makrophyten und Fischfauna entwickelt. Um die Vergleichbarkeit der biologischen Bewertung in Europa zu gewährleisten, ist in der Wasserrahmenrichtlinie ein Interkalibrierungsprozess verankert.

Chemisch-physikalische Eigenschaften des Wassers und der Sedimente wie auch die Hydrologie und Morphologie des Gewässers sind verantwortlich für die charakteristische Ausprägung der aquatischen Lebensgemeinschaften. Sie werden daher in der WRRL als „unterstützende“ Qualitätskomponenten bezeichnet. Die Biozönose selbst integriert sämtliche Einwirkungen auf ein Gewässer und ist somit die wesentliche Kenngröße, um mögliche Wechsel- und Summationswirkungen zu erfassen; den biologischen Komponenten kommt daher für die ökologische Bewertung besondere Bedeutung zu.

Als Unterstützung dazu werden für die allgemeinen chemisch-physikalischen und hydromorphologischen Qualitätskomponenten Richtwerte für den guten Zustand festgelegt. Diese Richtwerte sollen insbesondere auch eine Hilfestellung bei der Abschätzung von Auswirkungen anthropogener Eingriffe auf den Zustand eines Gewässers bieten.

Oberflächenwasserkörper, die durch physikalische Veränderungen durch den Menschen in ihrem Wesen erheblich verändert wurden, können durch die Mitgliedstaaten als „erheblich veränderte Wasserkörper“ ausgewiesen werden (dies geschieht im Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplan). Für diese Wasserkörper ist nicht der in der QZVO festgelegte gute ökologische Zustand das anzustrebende Ziel sondern das gute ökologische Potential, bei dessen Festlegung im Einzelfall die veränderten physikalischen Bedingungen berücksichtigt werden.

Eine der zentralen Aufgaben in den nächsten Jahren wird es sein, den Zusammenhang zwischen den hydromorphologischen bzw. stofflichen Richtwerten und den zugehörigen biologischen Zuständen zu evaluieren bzw. den Wissensstand bezüglich der Auswirkungen hydromorphologischer und stofflicher Belastungen auf die Gewässerbiologie zu vertiefen. In Österreich wurden in den letzten Jahrzehnten große Erfolge mit Maßnahmen, die vor allem auf emissionsbasierte Ziele/Vorgaben hin ausgelegt waren, erzielt. Die Umsetzung des Immissionsansatzes bereitet heute (unter anderem) vor allem auch deswegen Schwierigkeiten, weil noch Erfahrung mit der Prognose der Auswirkungen eines Vorhabens auf den biologischen Zustand des Gewässers gewonnen werden muss und daher die Festlegung von Maßnahmen, mit denen zielgenau ein Zielzustand erreicht wird, sehr schwierig ist. Dies gilt auch für die Festlegung des guten ökologischen Potentials bei erheblich veränderten Gewässern. Bei der Planung der Sanierungsmaßnahmen im Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplan wurde es daher für sinnvoll erachtet, die Belastungen schrittweise zu reduzieren, mit „no regret“ Maßnahmen zu beginnen und nach einer entsprechenden Evaluierung bzw. einem Monitoring die gewonnene Erfahrung zur gezielten und effizienten Ausgestaltung der weiteren Maßnahmenplanung zu nutzen.

2.2 Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer

In der Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer – QZV Chemie OG), BGBl. II Nr. 96/2006 wurden im Jahr 2006 für Oberflächenwasserkörper Qualitätsziele zur Beschreibung des guten chemischen Zustandes und der chemischen Komponenten des guten ökologischen Zustandes für synthetische und nicht-synthetische Schadstoffe festgelegt. Etwas später wurden auf EU-Ebene mit der Richtlinie 2008/105/EG (RL über Umweltqualitätsnormen im Bereich Wasserpolitik) Umweltqualitätsnormen für die 33 prioritären Schadstoffe des Anhanges X der Wasserrahmenrichtlinie gemeinschaftlich festgelegt. Auf Basis der Richtlinie 2008/105/EG gelten außerdem für 8 Stoffe der Liste I gemäß Richtlinie 2006/11/EG (ehemalige Richtlinie 76/464/EWG über die Ableitung bestimmter gefährlicher Stoffe), die nicht als prioritär eingestuft wurden, die Qualitätsziele weiter. Die gemeinschaftlich geregelten Umweltqualitätsnormen dieser insgesamt 41 Stoffe definieren den guten chemischen Zustand. Mit der Novellierung der QZVO im Jahr 2010 wurde die Richtlinie national umgesetzt.

Die in der QZV Chemie OG geregelten chemischen Komponenten des ökologischen Zustands enthalten die für Österreich national relevanten Schadstoffe. Die Stoffauswahl wurde im Rahmen einer Studie des Umweltbundesamtes (UBA, 2002) getroffen.

Seit kurzem liegt ein Vorschlag der Europäischen Kommission für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates zur Änderung der Richtlinien 2000/60/EG und 2008/105/EG in Bezug auf prioritäre Stoffe im Bereich der Wasserpolitik vor (EK, 2012). Es werden 15 neue Stoffe bzw. Stoffgruppen mit zugehörigen Umweltqualitätsnormen vorgeschlagen:

- Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffe: Aclonifen, Bifenox, Cypermethrin, Dicofol, Heptachlor/Heptachlorepoxid, Quinoxyfen
- Wirkstoffe in Biozid-Produkten: Cybutryn, Dichlorvos, Terbutryn
- Industriechemikalien: Perfluoroctansulfonsäure (PFOS), Hexabromcyclododecan (HBCDD)
- Nebenprodukte aus Verbrennungsprozessen: Dioxine und dioxinähnliche Verbindungen

- Pharmazeutische Wirkstoffe: 17α -Ethinylestradiol (EE2), 17β -Estradiol (E2), Diclofenac

Für 7 Stoffe/Stoffgruppen der bestehenden Liste prioritärer Stoffe werden neue, strengere Jahresdurchschnitts-UQN (JD-UQN) und/oder Zulässige-Höchstkonzentrations-UQN (ZHK-UQN) vorgeschlagen: Anthracen, Bromierte Diphenylether, Fluoranthen, Blei und Bleiverbindungen, Naphthalin, Nickel und Nickelverbindungen, Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe – PAK (Benzo(a)pyren, Benzo(b)fluoranthen, Benzo(k)fluoranthen, Benzo(g,h,i)perylen, Indeno(1,2,3-cd)pyren).

Vor allem für einige ubiquitär vorkommende, persistente, bioakkumulierbare und toxische Stoffe (z.B. Bromierte Diphenylether, Quecksilber und Quecksilberverbindungen, PAK) ist, trotz zum Teil seit Jahren bestehender Produktions- und Verwendungsverbote sowie Maßnahmen zur Emissionsminderung, aufgrund der existierenden Umweltbelastung und der extrem niedrigen vorgeschlagenen UQN (die niedrigsten Werte liegen im Femtogramm Bereich, für Bromierte Diphenylether z.B. $4,9 \cdot 10^{-14}$ g/l) von einer (teilweise sehr) häufigen Überschreitung der vorgeschlagenen UQNs auszugehen.

Die abgeleiteten UQN scheinen mit großen Sicherheitsannahmen verbunden zu sein. Für die Wasserwirtschaft ergeben sich durch die extrem niedrigen UQNs vor allem zwei Herausforderungen. Zum einen wird es schwierig sein, der Öffentlichkeit zu vermitteln, dass trotz der zahlreichen bisher gesetzten Maßnahmen flächendeckend ein Risiko und auch Handlungsbedarf gegeben sei, für den aus heutiger Sicht de facto aber keine geeigneten Maßnahmen möglich sind. Zum anderen enthält die Wasserrahmenrichtlinie zwar die nötigen Ausnahmemechanismen für (unvermeidliche) neue hydromorphologische Belastungen nicht aber für stoffliche.

3 Maßnahmen in Bezug auf den stofflichen Zustand der Gewässer

3.1 Maßnahmen zur Reduzierung der Belastung durch Nährstoffe und organischer Substanz

Der kombinierte Ansatz war bereits vor Einführung der Wasserrahmenrichtlinie im Wasserrechtsgesetz verankert, sodass in den letzten Jahrzehnten des vergangenen Jahrhunderts eine weitgehende Verminderung der Abwasserbelastung erreicht wurde. Heute gibt es relativ wenige Gewässerabschnitte, in denen es unterhalb der Abwassereinleitungen zu Problemen hinsichtlich Saprobiologie und/oder Trophie kommt. Neben dem Ausbau der Kläranlagen haben natürlich auch innerbetriebliche Maßnahmen oder z.B. die Einführung phosphatfreier Waschmittel erheblich zur Minderung der Nährstoffeinträge in die Gewässer beigetragen.

Durch den Einsatz erheblicher Förderungsmittel konnten seit 1959 mehr als 53 Mrd. Euro in die Errichtung der erforderlichen Infrastrukturmaßnahmen in der Siedlungswasserwirtschaft investiert werden. In der Zeit wurden etwa 77.000 km öffentliche Schmutz- und Mischwasserkanäle, 11.000 km Regenwasserkanäle sowie rund 1.400 kommunale Kläranlagen > 50 EW errichtet. In den letzten Jahren gingen die Investitionen für Neuerrichtungen etwas zurück. Dies ist teils durch den bereits hohen Ausbaugrad bedingt, spiegelt aber auch die angespannte wirtschaftliche Lage vieler Gemeinden.

Auch wenn der Ausbaugrad heute bereits sehr hoch ist, so gibt es auch in Zukunft einen erheblichen Investitionsbedarf. Neben der Neuerrichtung im ländlichen Raum (der Anschlussgrad an kommunale Kläranlagen liegt derzeit bei 93%) wird vor allem die Werterhaltung der vorhandenen Infrastruktur vermehrt von Bedeutung sein. Die Altersstruktur insbesondere der Kanäle macht bereits heute umfangreiche Sanierungen und Reinvestitionen erforderlich, die nur in einem sehr geringen Maß getätigt werden – wohl auch weil der Großteil des siedlungswasserwirtschaftlichen Anlagevermögens unterirdisch liegt und Schäden nicht offensichtlich zu Tage treten. Die österreichweit derzeit forcierte Erstellung von digitalen Leitungsinformationssystemen wird einen wesentlichen Beitrag leisten, um einen Überblick über den Umfang und Zustand der Anlagen zu erhalten.

Wenn das Fördersystem - auf Grund der wirtschaftlichen/finanziellen Situation - zurückgefahren wird, müssen zwangsläufig Investitionen hinausgeschoben oder Gebühren erhöht bzw. andere Finanzierungsformen gefunden werden. Die soziale Verträglichkeit wird dabei insbesondere im ländlichen Raum, wo die pro-Kopf Kosten deutlich höher sind, eine große Herausforderung werden.

Die diffusen Belastungen wurden im Wesentlichen über Maßnahmen des Aktionsprogramms Nitrat und die Förderungsmaßnahmen im Rahmen der Ländlichen Entwicklung reduziert. Das Aktionsprogramm enthält vor allem Beschränkungen zur Düngung in mengenmäßiger (z.B. max. 170 kg/ha Wirtschaftsdünger), zeitlicher (z.B. Düngeverbot im Winter) und örtlicher (z.B. Gewässerrandstreifen) Hinsicht und die Forderung nach einer Mindestlagerraumkapazität für Wirtschaftsdünger von in der Regel 6 Monaten. Im Förderungsprogramm ÖPUL sind vor allem Maßnahmen wie die Begrünung von Ackerflächen und andere Erosionsschutzmaßnahmen, das Führen von Düngaufzeichnungen und Fruchtfolgeauflagen gewässerrelevant. Insgesamt kann jedenfalls festgestellt werden, dass zumindest im österreichweiten Durchschnitt der Einsatz an N- und vor allem P-Mineraldünger in den letzten Jahren auf einem deutlich niedrigeren Niveau ist als noch in den 1980er bzw. 90er Jahren. Beim Wirtschaftsdüngeranfall gibt es keine großen Änderungen, durch Maßnahmen wie Schaffung von Düngelagerraum wird aber ein bedarfsgerechterer Einsatz ermöglicht.

Eine weitere Reduzierung der Belastungen von Oberflächengewässern durch Nährstoffe ist sinnvoll wohl nur durch eine Kombination aus Maßnahmen an Punktquellen (Kläranlagen) und diffusen Quellen (vorwiegend Landwirtschaft) erreichbar. In den Oberflächengewässern Österreichs ist Phosphor der limitierende Nährstoff. Dies trifft in der Regel auch auf küstennahe Bereiche der Meere zu, während das offene Meer meist stickstofflimitiert ist.

Phosphoremissionen können bei Kläranlagen sehr effizient bis auf eine Konzentration von 0,5 mg/l im Jahresmittel reduziert werden. Im NGP wurde vorgesehen, dass bis 2015 daher jedenfalls die vereinzelt vorhandenen Kläranlagen, die noch nicht die Anforderungen der kommunalen Abwasseremissionsverordnungen hinsichtlich Nährstoffentfernung erfüllen, an den Stand der Technik angepasst werden sollen. Eine Anpassung über den Stand der Technik hinaus ist bei Gewässern, die trophisch einen nicht guten Zustand

aufweisen, vor allem dann sinnvoll, wenn die Emissionen aus Punktquellen signifikant zur P-Konzentration im Gewässer beitragen.

Sowohl das Aktionsprogramm Nitrat als auch das österreichische Umweltprogramm der ländlichen Entwicklung verfolgt einen flächendeckenden Ansatz - im Unterschied zu vielen anderen EU-Ländern, die ihre Umweltprogramme vorwiegend in abgegrenzten, umweltsensiblen Gebieten anbieten. Der flächendeckende Ansatz mag auf den ersten Blick wenig kosteneffizient erscheinen, was aber gerade im Hinblick auf den Schutz der Meere vor Eutrophierung nicht zutrifft. Denn in den niederschlagsreichen Gebieten Westösterreichs sind die flächenspezifischen Nährstofffrachten, die in die Fließgewässer gelangen, höher als in den niederschlagsarmen Gegenden Ostösterreichs. Von daher sind dort (in den niederschlagsreichen Gebieten) auch am ehesten Reduktionen erreichbar.

Basierend auf der ÖPUL-Evaluierung wurde in Bezug auf diffuse Nährstoffeinträge in Oberflächengewässer die Maßnahme „Stilllegung oder besonders gewässerschonende Bewirtschaftung von auswaschungs- oder austragsgefährdeten Acker- und Grünlandflächen (Randstreifen)“ 2007 neu eingeführt. Diese Maßnahme wird gezielt an Gewässerabschnitten angeboten, die von den Ländern anhand der Nährstoffbelastung ausgewählt wurden und werden, sie wird aber leider kaum umgesetzt/angenommen.

Über die Maßnahmen des Aktionsprogramms Nitrat und über die ÖPUL-Maßnahmen hinaus wurden im NGP hinsichtlich ihrer Wirkung vor allem die Optimierung der Düngung auf Basis von N_{\min} Messungen bzw. anderen Bodenkennwerten und der Verzicht auf eine Düngung im Herbst als kosteneffiziente Maßnahmen eingestuft. In einigen Gebieten mit hoher Intensität der Viehwirtschaft ist darüber hinaus nach wie vor die mengenmäßig und zeitlich bedarfsgerechte Düngung schwer umsetzbar, weil der erforderliche Düngelageraum nicht vorhanden ist. Als effiziente Maßnahmen werden eine Erhöhung des Wirtschaftsdüngerlageraums und die Einrichtung eines regionalen Güllemanagements erachtet.

Das Aktionsprogramm Nitrat wird alle 4 Jahre überprüft und gegebenenfalls adaptiert. Derzeit ist eine Novellierung in Begutachtung, in der z.B. eine Verpflichtung zum Führen von Düngeaufzeichnungen und andere Maßnahmen zur bedarfsgerechten Düngung (z.B. keine Düngung auf Maisstroh) vorgesehen

sind. Die große Herausforderung bei der Erarbeitung des Programms der ländlichen Entwicklung für die nächste Periode 2014 – 2020 wird darin liegen, einen geeigneten Mix aus generell angebotenen Maßnahmen und solchen, die speziell für bestimmte Problemgebiete entwickelt wurden, zu finden.

Es bedarf auch sicher noch weiterer Forschungsarbeiten um zu klären, ob und wenn wie weit über die Reduktion der Nährstoffeinträge hinaus (auf die die angeführten Maßnahmen abzielen) auch Maßnahmen zur Verbesserung der Hydromorphologie erforderlich sein werden, um letztlich den guten ökologischen Zustand zu erreichen. Die Reduktionen der Nährstoffemissionen sind jedenfalls ein erster notwendiger, eventuell auch ausreichender Schritt zur Erreichung eines guten biologischen Zustands.

3.2 Chemische Schadstoffe - Anthropogene Spurenstoffe

In den letzten Jahrzehnten des vergangenen Jahrhunderts wurde eine weitgehende Verminderung der Schadstoffbelastung durch Punktquellen erreicht. Dies ist sowohl auf den hohen Stand der Reinigungsleistung in der Abwasserbehandlung als auch auf die innerbetrieblichen Vermeidungs-, Rückhalte- und Reinigungsmaßnahmen zurückzuführen. Heute gibt es nahezu keine Gewässerabschnitte mehr, in denen es zu Überschreitungen der (derzeitigen) Umweltqualitätsnormen (UQN) der Qualitätszielverordnung-Chemie OG kommt. Zur Verringerung der Gewässerbelastung aus punktförmigen Quellen haben auch Maßnahmen aus dem Bereich des Chemikalienrechts bzw. der Chemikalienpolitik beigetragen.

Trotz dieser Erfolge ist abzusehen, dass die Diskussionen über die anthropogenen Spurenstoffe wieder zunehmen werden. Dafür sind 2 Entwicklungen in den letzten Jahren verantwortlich.

Zum Einen ist zu beobachten, dass bei der Ableitung von Umweltqualitätsnormen auf EU Ebene für einige neu geregelte Substanzen extrem niedrige Werte festgelegt werden und dass auch schon existierende UQNs verschärft werden. Dies betrifft, wie in Abschnitt 2 schon dargelegt, insbesondere Stoffe, die ubiquitär vorkommen, persistent, bioakkumulierbar und toxisch sind.

Zum Anderen wird in einigen europäischen Staaten eine intensivere Diskussion über die Notwendigkeit von weitergehenden Abwasserbehandlungsmaßnahmen aus Vorsorgegründen geführt.

Bevor weitergehende Maßnahmen festgelegt werden, die über die derzeit bereits angewandten hinausgehen, sollte allerdings das Wissen um Nutzen/Wirkung und Kosten dieser Maßnahmen noch vertieft werden. Insgesamt reicht das Wissen um die Wirkungen der Spurenstoffe auf die aquatische Umwelt aus heutiger Sicht nicht aus, um beurteilen zu können wie sich etwa eine Halbierung der bestehenden Konzentration von Spurenstoffen im $\mu\text{g/l}$, ng/l , pg/l bzw. fg/l Bereich in den Gewässern auf die Gewässerbiozönose auswirken würde.

Hinzu kommt, dass in vielen Fällen die Kenntnisse über die verschiedenen Eintragspfade in die Gewässer und auch in Bezug auf effiziente Maßnahmen noch nicht vorliegen. Notwendige Maßnahmen können entweder beim Produzenten, dem Anwender der Produkte, der Abwasseranlage oder der Trinkwasseraufbereitung ansetzen. Die Entscheidung über die sinnvollste Lösung sollte daher unter Berücksichtigung ökonomischer und ökologischer Kriterien getroffen werden. Es sollten jedenfalls die Möglichkeiten der Reduktion der Emissionen an der Quelle im Vergleich zu „end of pipe“ Maßnahmen geprüft werden. Eine Abstimmung der Instrumente des Wasserrechts mit jenen des Chemikalienrechts (REACH) und anderer stoffbezogener Rechtsmaterien (z.B. Pflanzenschutzmittel, etc.) ist im Sinne einer kosteneffizienten Maßnahmensetzung anzustreben.

Auch auf das Vorsorgeprinzip gestützte Maßnahmen sollten im Verhältnis zu dem angestrebten Schutzniveau stehen. Diese Verhältnismäßigkeit kann nur gewahrt werden, wenn das angestrebte Schutzniveau, die maßgeblichen Eintragspfade und die verschiedenen Möglichkeiten der Emissionsreduktionen noch eingehender bekannt sind, als dies heute der Fall ist.

Die Abwasserreinigung kann ergänzend dort wirken, wo andere Vermeidungs- bzw. Verminderungsstrategien nicht ausreichen. Durch die Modifikation bestehender Reinigungsstufen oder zusätzliche Reinigungsstufen (z. B. Ozonung, Aktivkohleabsorption) können bestimmte anthropogene Spurenstoffe im Kläranlagenablauf – teilweise deutlich - reduziert werden. Die damit verbundenen Investitionen und der Betriebsaufwand (Energie-, Stoff- und Personalkosten), würden sich auf die Abwassergebühren auswirken. Nach dem

jetzigen Stand der Erkenntnisse ist eine generelle Nachrüstung der Kläranlagen mit einer weiteren Reinigungsstufe nicht erforderlich, da kein flächendeckender Handlungsbedarf für eine übergreifende Problemlösung im Bereich der Abwasserbehandlung besteht. Sinnvoll ist es aber, dass auch in Österreich in diesem Bereich das aktuelle technische know how vorhanden ist und eine Basis geschaffen wird um Innovationen auf diesem Gebiet entwickeln zu können.

4 Hydromorphologischer Zustand der Gewässer

4.1 Maßnahmen zur schrittweisen Verbesserung des Zustands der Gewässer

Im Rahmen der IST-Bestandsanalyse und der Gewässerzustandsüberwachung hat sich gezeigt, dass etwa 2/3 der österreichischen Fließgewässer aufgrund hydromorphologischer Belastungen den guten ökologischen Zustand verfehlen. Während die stoffliche Belastung der Fließgewässer heute bereits vergleichsweise gering ist, ist ein erheblicher Teil der Fließgewässer durch deutliche Defizite bei den Abflussverhältnissen bzw. bei der Gewässerstruktur gekennzeichnet. Die große Zahl an hydromorphologischen Belastungen erfordert eine Priorisierung bei der Sanierung. In einem zwischen Bund und Ländern abgestimmten Planungsprozess wurde beschlossen, im ersten Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplan (NGP) den Fokus der hydromorphologischen Sanierungsmaßnahmen auf die größeren Fließgewässer inkl. der Mündungsbereiche von Zubringern, in denen die Mittelstreckenwanderfische Nase, Barbe, Huchen als gewässertypische Arten vorkommen, zu legen (BMLFUW, 2010). Diese Schwerpunktsetzung wurde im Öffentlichkeitsbeteiligungsverfahren befürwortet.

Der Schwerpunkt der Maßnahmen in dieser prioritären Sanierungsgebietskulisse liegt in der Herstellung der Durchgängigkeit durch Errichtung von Fischaufstiegshilfen und der schrittweisen Erhöhung der Restwassermengen bei Ausleitungskraftwerken sowie der lokalen Verbesserung der Gewässer- und Uferstrukturen. Damit wird ein Netz von miteinander verbundenen Lebensräumen, die als „Trittsteine“ die Basis für Verbesserungen des ökologischen Zustands in den angrenzenden Gewässerabschnitten bilden können, geschaffen. Bei der Maßnahmenplanung wurde auch die erforderliche

Finanzierung mitbedacht, wobei mit einer Novellierung des Umweltförderungsgesetzes (UFG) Fördermittel von 140 Mio. € für die Investitionsmaßnahmen im Bereich der Hydromorphologie zur Verbesserung des ökologischen Zustandes bis 2015 bereitgestellt wurden – damit wird ein Investitionsvolumen von knapp 400 Mio. € ausgelöst. Gemeinden bekommen aus dieser Förderung in Verbindung mit Förderungen der Länder in der Regel 90 % der Investitionskosten gefördert, bei Wettbewerbsteilnehmern ist der Fördersatz deutlich geringer (20% bzw. 30% Bundesförderung + verpflichtende Landesförderung – insgesamt max. 55%). Mit diesen Förderungen sollen bis 2015 an den prioritären Gewässern bis zu 1.000 Querbauwerke (Wehre von Kraftwerken oder schutzwasserbauliche Querbauwerke) fischpassierbar gemacht werden (die Kosten dafür betragen bis zu 200 Mio. €), in knapp 150 Restwasserstrecken von Ausleitungskraftwerken die Restwassermenge schrittweise erhöht werden und für bis zu 200 Mio. € Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstruktur umgesetzt werden. Die Fokussierung auf prioritäre Sanierungsgewässer wie auch z.B. die schrittweise Anpassung der Restwassermengen entsprechen einer Umsetzung der Anforderungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie mit Augenmaß.

Die Umsetzung der im NGP festgelegten Maßnahmen zur Herstellung der Fischpassierbarkeit erfolgt - neben der freiwilligen Sanierung – über Sanierungsprogramme (Verordnungen des Landeshauptmanns bzw. der Landeshauptfrau gemäß §33d WRG) oder Einzelverfahren (§21a), durch die die Sanierungspflicht ausgelöst wird. Der § 33d des WRG wurde bei einer Novellierung im Jahr 2011 dementsprechend geändert. In der Sanierungsverordnung sind Sanierungsziele festgelegt, wobei für die betroffenen Gewässerabschnitte die Fischregion sowie die maßgebliche Fischart und Fischgröße, für die die Durchgängigkeit bei Querbauwerken gewährleistet werden soll, angegeben werden und die erforderlichen Fließgewässertiefen und -geschwindigkeiten oder Abflüsse in den Restwasserstrecken. Es besteht eine Verpflichtung zur Projektvorlage 2 Jahre nach Inkrafttreten des Programms und zur Sanierung nach Erteilung der Bewilligung; eine Fristerstreckung um max. 3 Jahre ist möglich. In den größeren Bundesländern mit zahlreichen Querbauwerken im prioritären Sanierungsraum wurden die entsprechenden Verordnungen bereits erlassen oder sind im Begutachtungsprozess. Mit der WRG Novelle wurde auch klargestellt, dass der Stand der Technik grundsätzlich – unter Berücksichtigung der wasserwirtschaftlichen Verhältnisse - bei allen

Wasserbenutzungen / Maßnahmen einzuhalten ist. Von daher wird – insbesondere zur Verhinderung einer Beeinträchtigung des öffentlichen Interesses - im natürlichen Fischlebensraum zur Erhaltung der Durchgängigkeit z.B. die Errichtung einer Fischaufstiegshilfe – in der Regel geboten sein

Gezielte Sanierungsmaßnahmen bei morphologischen Belastungen werden im Einzelfall auf freiwilliger Basis unter Nutzung der Förderungsmöglichkeiten umgesetzt. Maßnahmen zur Verbesserungen des ökologischen Zustands werden oft auch im Zusammenhang mit schutzwasserbaulichen Maßnahmen umgesetzt.

4.2 (Rahmen)planung für einen nachhaltigen Wasserkraftausbau

Neben den Sanierungsmaßnahmen sind im NGP auch Planungen mit dem Ziel, unterschiedliche Ansprüche an die Gewässer zu berücksichtigen, vorgesehen. Ein solcher Zielkonflikt besteht derzeit insbesondere zwischen dem Ziel den Ausbau an Wasserkraft als erneuerbarer Energiequelle zu forcieren und dem Ziel ökologische Beeinträchtigungen des Gewässerzustands – vor allem von ökologisch wertvollen Gewässerstrecken – zu vermeiden.

In Österreich werden derzeit etwa 40 TWh/a Strom aus Wasserkraft erzeugt, das sind ca. 60 % des heimischen Strombedarfs. Darüber hinaus ist zukünftig unter Berücksichtigung technisch-wirtschaftlicher Aspekte noch ein Wasserkraftpotential von 18 TWh/a vorhanden – nach Abzug der Möglichkeiten in Nationalparks verbleiben etwa 13 TWh/a (Pöyry, 2008). In der Energiestrategie Österreich ist ein Beitrag der Wasserkraft von 3,5 TWh/a zur Erreichung der erneuerbaren Energie Ziele im Jahr 2020 vorgesehen (BMLFUW und BMWFJ, 2010).

Die angestrebte zusätzliche Nutzung der Wasserkraft kann aber im Widerspruch zu anderen im WRG genannten öffentlichen Interessen stehen. Insbesondere ergibt sich oft ein Zielkonflikt zum öffentlichen Interesse an der Vermeidung einer wesentlichen Beeinträchtigung des ökologischen Zustands der Gewässer. Die EU-Wasserrahmenrichtlinie sieht ein Verschlechterungsverbot für Gewässer vor. Mit der Errichtung eines Wasserkraftwerkes kann eine derartige Verschlechterung im Sinne der Wasserrahmenrichtlinie verbunden sein. Dies trifft z.B. auf große Flusskraftwerke mit entsprechend langen Staulängen in der Regel zu. Kleinwasserkraftanlagen werden überwiegend als Ausleitungskraftwerke errichtet. Diese Kraftwerke können ebenso wie

Flusskraftwerke mit kurzem Stau so errichtet werden, dass bei entsprechender Projektgestaltung ein guter ökologischer Zustand im Gewässer in der Regel erhalten werden kann. In sehr guten Gewässerstrecken führen allerdings auch Kleinwasserkraftwerke üblicherweise zu einer Verschlechterung des sehr guten ökologischen Gewässerzustands.

Die Tatsache, dass ein Kraftwerksbau zu einer Verschlechterung des ökologischen Zustands führt, bedeutet aber nicht, dass ein Ausbau der Wasserkraft grundsätzlich verhindert wird. Gemäß Art. 4 (7) der WRRL – umgesetzt durch § 104a WRG 1959 – ist eine Ausnahme vom Verschlechterungsverbot unter konkret zu prüfenden Bedingungen/Voraussetzungen hinzunehmen. Es ist im Einzelfall u.a. zu prüfen und zu begründen, ob das Interesse an der Wasserkraftnutzung jenes an der Erhaltung des ökologischen Zustandes überwiegt.

Als Beitrag zur Unterstützung dieser Interessensabwägung wurde im Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplan (BMLFUW, 2010) die Erarbeitung eines Kriterienkatalogs vorgesehen, in dem Kriterien für die Bewertung von Wasserkraftprojekten bzw. von Gewässerabschnitten hinsichtlich ihrer Eignung für eine Wasserkraftnutzung vorgeschlagen werden. Ziel ist es Kriterien aufzustellen, nach denen - statt „go“ und „no go areas“ - sehr sensible, sensible und weniger sensible Gewässerabschnitte bestimmt werden können, welche mit projektbezogenen (insbesondere energiewirtschaftlichen) Kriterien einen Prüfraum bilden sollen.

Dieser Wasserkraft-Kriterienkatalog, der Anfang 2012 veröffentlicht und per Erlass an die Länder / Behörden übermittelt wurde, soll in erster Linie zur Transparenz bei der Beurteilung entsprechender Projekte beitragen. Im Groben gliedert sich der Entwurf des Katalogs in drei Prüffelder - Gewässerökologie, Energiewirtschaft und sonstige Wasserwirtschaft -, für die einzelne Kriterien vorgeschlagen werden. Bei der Gewässerökologie sollen etwa Natürlichkeit, Seltenheit und ökologische Schlüsselfunktion des Gewässers sowie die räumliche Ausdehnung der negativen Auswirkungen erfasst werden. Bei der Energiewirtschaft werden Versorgungssicherheit und -qualität, technische Effizienz und Klimaschutz beurteilt. Die sonstigen wasserwirtschaftlichen Kriterien umfassen unter anderem den Einfluss auf das Hochwassergeschehen, den Feststoffhaushalt, das Grundwasser oder das Trinkwasser.

Der Kriterienkatalog sieht keine Verrechnung der einzelnen Kriterien untereinander vor, auch keine Gewichtung der einzelnen Faktoren. Es werden aus Sicht des BMLFUW relevante Informationen für das Verfahren zur Verfügung gestellt ohne dieses zu präjudizieren. Der Spielraum für die Beurteilung eines Projektes durch einen Sachverständigen bleibt gewahrt. Der Kriterienkatalog ist darauf ausgerichtet, die Behörden in der Strukturierung, der Analyse und der Darstellung der erforderlichen Informationen zu unterstützen, um einheitliche und sachliche Entscheidungen auf transparente und nachvollziehbare Art und Weise treffen zu können.

Die im Katalog vorgeschlagenen Kriterien sollen jedenfalls die Beurteilung von Projekten und Gewässerstrecken sowie auch die Abwägung im Einzelfall bei der Prüfung des Verschlechterungsverbots unterstützen. Sie sind aber auch eine wesentliche Planungsgrundlage für allfällige weitere, konkretere Planungsschritte wie die Erstellung von Rahmenplänen oder Regionalprogrammen gemäß WRG.

5 Planung

Der Nationale Gewässerbewirtschaftungsplan ist eine flussgebietsbezogene Planung, die alle 6 Jahre durchgeführt wird. Der erste NGP wurde im März 2010 veröffentlicht (BMLFUW, 2010). Aufbauend auf einer allgemeinen Beschreibung der Merkmale der Flussgebietseinheiten und einer zusammenfassenden Darstellung der signifikanten Belastungen und anthropogenen Einwirkungen auf den Zustand der Gewässer wird die für die Entwicklung der Lebens- und Wirtschaftsverhältnisse der Flussgebietseinheit anzustrebende wasserwirtschaftliche Ordnung, in möglicher Abstimmung der verschiedenen Interessen dargestellt. Die Planungsmaßnahmen erfolgen vor dem Hintergrund von mit Verordnung (immissionsseitig) festgelegten Umweltqualitätsnormen für Oberflächengewässer und Grundwasser. Die Umweltziele im Gewässerbewirtschaftungsplan legen jenen Gewässerzustand fest, der in allen Oberflächenwasserkörpern und Grundwasserkörpern im jeweiligen sechsjährigen Planungszyklus – beginnend mit 2009 – erreicht werden sollen. Mit dem NGP soll daher aufgezeigt werden, in welchen Sektoren eine Reduktion der Belastungen der Gewässer erzielt werden kann und wie diese Vorgaben stufenweise erreichbar sind. Dies erfolgt durch die Aufstellung der

Maßnahmenprogramme und zugehöriger Umsetzungsstrategie für die erforderlichen Maßnahmen nach Prioritäten mit einer Darstellung von geeigneten bestehenden und möglichen Instrumenten.

Die Erfahrung zeigt, dass das Zusammenspiel zwischen Planung/Planungen für größere Einheiten und Umsetzung der Einzelmaßnahmen oft schwierig ist. Gut gelingt diese Verzahnung bei Sanierungsmaßnahmen wenn diese Anlagen betreffen. So ist die Umsetzung der schrittweisen Herstellung der Durchgängigkeit (im NGP zuerst für prioritäre Gewässer vorgesehen) über die konkreten Sanierungsprogramme/verordnungen der Länder sicher ein gelungenes Beispiel für die Verwirklichung einer Planung.

Deutlich schwieriger ist es, wenn kein Bezug zu Anlagen gegeben ist, wie es bei morphologischen Maßnahmen in der Regel der Fall ist. Die in einer Planung wie dem NGP enthaltenen Ziele können für solche Maßnahmen schwerlich z.B. über regionale Umsetzungsverordnungen unmittelbar verbindlich gesetzt werden. Besonders groß ist die Herausforderung bei Kombination von Belastungen bzw. wenn die Ziele durch Maßnahmen an verschiedenen Stellen des Gewässer(abschnitts) erreicht werden können, es also mehrere Varianten von Maßnahmenkombinationen zur Zielerreichung gibt. Der Erfolg hängt daher sehr stark davon ab, wie weit es gelingt, Betroffene für die erstellten Konzepte und Planungen (z.B. Gewässerentwicklungskonzepte) zu gewinnen bzw. zu begeistern, was ohne entsprechende finanzielle Förderung sicher nicht möglich ist.

Auch in der vorausschauenden Planung gibt es im Wasserrecht seit langem entsprechende Instrumente, wie Rahmenpläne und Regionalprogramme (Rahmenverfügungen). Deren Erstellung stellt aber eine umfassende und aufwändige Aufgabe dar und die Erfahrung zeigt, dass bei unterschiedlichen öffentlichen Interessen (und genau für diesen Fall wäre es sinnvoll) konkretere Festlegungen in derartigen Planungen mit großer Skepsis gesehen werden. Daher sind diese Instrumente in den letzten 20 Jahren kaum angewandt worden. Aus wasserwirtschaftlicher Sicht wäre es jedenfalls sinnvoll zumindest die erforderlichen Vorarbeiten für derartige Planungsinstrumente zu schaffen um dann über deren allfällige Umsetzung entscheiden zu können.

6 Literatur

BMLFUW (2007): Sonderrichtlinie des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW) für das Österreichische Programm zur Förderung einer umweltgerechten, extensiven und den natürlichen Lebensraum schützenden Landwirtschaft. Wien.

BMLFUW (2010): Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan 2009. Verfügbar unter wisa.lebensministerium.at im Bereich Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan – NGP

BMLFUW und BMWFJ (2010): Energie Strategie Österreich, verfügbar unter www.energiestrategie.at

EK (2012): Proposal for a directive of the European Parliament and the Council amending Directives 2000/60/EC and 2008/105/EC as regards priority substances in the field of water policy. COM(2011) 876 final.

PÖYRY (2008): Wasserkraftpotential Österreich. VEÖ. Wien.

Korrespondenz an:

Dipl.-Ing. Dr. Robert Fenz

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft,
Abteilung Nationale Wasserwirtschaft
Marxergasse 2
1030 Wien

Tel.: +43 1 71100 7162

E-Mail: robert.fenz@lebensministerium.at

Stand der Maßnahmen für den Gewässerschutz und Ausblick in Deutschland

Peter Cornel, Christian Schaum

Technische Universität Darmstadt, Institut IWAR, Fachgebiet Abwassertechnik

Abstract: Abwasser ist ein Vielstoffgemisch, geprägt durch die Ausscheidungen des Menschen, die verwendeten Wasch- und Reinigungsmittel, Arzneimittel sowie durch den Stoffeintrag aus Gewerbe- und Industriebetrieben. Mit der Zunahme der Kenntnisse bezüglich der Zusammensetzung und Wirkweise von Abwasserinhaltsstoffen auf Mensch und Umwelt ging und geht die Installation und Erweiterung von Abwasserbehandlungsverfahren einher. In 2007 wurde in Deutschland so das Abwasser von rd. 124,5 Mio. EW in kommunalen Kläranlagen behandelt, wobei über 90 % mit einer weitergehenden Nährstoffelimination (Stickstoff und Phosphor) behandelt wurden. Für die Zukunft der Abwasserbehandlung wird zzt. über die Elimination von Mikroschadstoffen sowie über hygienische Anforderungen geforscht und debattiert. Auch die Fragestellungen zur Rückgewinnung von (Wärme)-Energie und von Nährstoffen, insbesondere des Phosphors, aber auch die Wiederverwendung des Wassers selbst wird diskutiert.

Key Words: Abwasser, Klärschlamm, Zukunft Abwasserbehandlung

1 Einleitung

1.1 Abwasser: Ein Vielstoffgemisch

Je besser die analytischen Möglichkeiten werden, umso klarer wird erkenntlich, dass kommunales Abwasser ein Vielstoffgemisch mit vermutlich mehreren Hundert verschiedenen Inhaltsstoffen ist.

Dominant sind sicher die natürlichen Ausscheidungen der Menschen. Urin und Fäzes enthalten die nicht verwendeten Reste der aufgenommenen Nahrung

sowie deren Abbauprodukte. Fette, Eiweiße, Kohlehydrate sowie andere organische Kohlenstoffverbindungen, Ammonium, Harnstoff und andere organische Stickstoffverbindungen, organisch gebundenes Phosphor und gelöstes ortho-Phosphat, organische Schwefelverbindungen, Kalium, etc. sind die Hauptkomponenten, deren Mengen sich einwohnerspezifisch abschätzen und bilanzieren lassen. Auch Metalle und Schwermetalle wie Eisen, Kupfer und Zink werden vom Menschen in Spuren benötigt, mit der Nahrung aufgenommen, auf natürlichem Wege wieder ausgeschieden und gelangen somit ebenso ins Abwasser wie Salze, insbesondere Natriumchlorid, und natürliche Hormone, wie z.B. Östrogene.

Aus den menschlichen Ausscheidungen stammen auch der überwiegende Teil der Krankheitserreger, coliforme Keime, Legionellen, Viren, Protozoen oder Wurmeier.

Mit dem Trinkwasser werden Calcium- und Magnesiumsalze eingetragen, ebenso Nitrat, Sulfat, ggf. auch Eisen und Mangan aus geogenen Quellen, z.B. bei der Verwendung von Grundwasser als Trinkwasserressource. Die Salzkonzentration wird durch Waschmittel, Geschirrspülmittel, Reinigungsmittel, Desinfektionsmittel und Salze zur Wasserenthärtung und zur Regeneration von Ionenaustauschern in Haushaltsgeräten und Haushaltsinstallationen erhöht (Kalium, Natrium, Calcium, Magnesium). Je nach Zusammensetzung der Wasch- und Reinigungsmittel werden zudem auch Poly-Phosphate und Zeolith A und somit Aluminium ins Abwasser eingetragen. Werden Perborate als Bleichmittel verwendet, so wird Bor im Abwasser in Durchschnittskonzentrationen von ca. 1 mg/L gefunden. Bor wirkt bereits in niedrigen Konzentrationen als Pflanzengift und schränkt somit gegebenenfalls die Wiederverwendbarkeit ein (Lazarova und Bahri, 2005).

Kupfer und Zink gelangen aus der Hausinstallation und von Dachabläufen ins Abwasser. Bei Verwendung von Bleirohren in der Hausinstallation trifft dies auch auf Blei zu.

Halogene liegen überwiegend als Chlorid vor. Organische Halogene werden hauptsächlich durch industrielle Tätigkeiten ins Wasser eingetragen. In Deutschland finden sich typischerweise bis 100 µg/L gemessen als AOX in kommunalen Abwässern (Imhoff und Imhoff, 2007).

In den letzten Jahren beschäftigt sich die Fachwelt zunehmend mit Stoffen, die unter dem Stichwort Spurenstoffe zusammengefasst werden, oder wegen ihrer ökotoxikologischen Relevanz häufig auch als Mikroverunreinigungen (micro pollutants) bezeichnet werden. Sie unterscheiden sich hinsichtlich ihrer chemischen Beschaffenheit und ihres physikalischen Verhaltens erheblich. Es gibt saure, neutrale sowie basische Verbindungen mit hydrophilem wie auch hydrophobem Charakter. Sie sind tendenziell schlecht biologisch abbaubar.

Unter dem Begriff Spurenstoffe oder Mikroverunreinigungen werden hier Arzneistoffe, Diagnostika, Haushalts- und Pflegemittel, Industriechemikalien sowie endokrin wirksame Stoffe zusammengefasst, die im Abwasser in geringen Konzentrationen, d.h. i.d.R. im ng/L- bis µg/L-Bereich vorkommen. Sie werden nicht allein durch Abwässer aus Krankenhäusern und Altenheimen oder durch Industrie und Gewerbe ins Abwasser eingetragen, sondern zu einem ganz erheblichen Teil mit den Haushaltsabwässern.

Ca. 3000 verschiedene Pharmazeutika werden in der europäischen Union genutzt, darunter Schmerzmittel, Antirheumatika, Antibiotika, Antiepileptika, Lipidsenker, Betablocker, Zytostatika, Röntgenkontrastmittel, Kontrazeptiva, Beruhigungsmittel, Potenz steigernde Mittel, etc. (Ternes et al., 2004). Die verordneten Jahresmengen in Deutschland lagen substanzabhängig 1995 zwischen wenigen Kilogramm pro Substanz bis hin zu mehreren Dekatonnen bei Lipidsenkern, Antirheumatika (bis zu 500 Mg/a) und Antibiotika (Forth et al., 1996, zitiert in Wilken et al., 2001), die Veterinärpharmaka nicht eingerechnet.

Hinzu kommen die Haushalts- und Pflegemittel, d.h. die so genannten „personal care products“, wie Shampoos und Haarpflegemittel, Badezusätze, Haut-, Mund- und Zahnpflegemittel, Seifen, Sonnenschutzmittel sowie Duft- und Rasierwasser, etc., die allein in Deutschland in 1993 in einer Gesamtmenge > 550.000 Mg produziert wurden (Ternes, 2004a). Schwer abbaubare Duftstoffe wie Moschus, UV-Blocker und Konservierungsmittel sind Bestandteile dieser Pflegemittel. Sie alle gelangen entweder durch menschliche Ausscheidung oder während und nach der Anwendung ins Abwasser.

Einige Pharmaka, z.B. die Kontrazeptiva oder die Antidiabetika zählen zu den endokrin wirksamen Substanzen. Unter diesem Begriff werden solche Substanzen zusammengefasst, die eine den Hormonhaushalt von Lebewesen beeinflussende Wirkung haben. Es kann sich dabei um natürliche Hormone

(Estrogene), aber auch um Stoffe handeln, die wie Hormone wirken, ohne Hormone im eigentlichen Sinn zu sein (Xeno-Estrogene). Unter den Hormonen mit der höchsten Wirkung sind das natürliche Estrogen 17β -Estradiol sowie die synthetischen Estrogene 17α -Ethinylestradiol und Mestranol (Kontrazeptiva) bekannt. Die Konzentrationen dieser Estrogene im Abwasser liegen im ng/L-Bereich (Kunst et al., 2002). Neben den Hormonen gelangt eine breite Palette von Substanzen mit unerwünschter/unbeabsichtigter endokriner Wirkung in die Abwässer, sowohl aus industrieller Herkunft als auch aus dem kommunalen Bereich. Relevante Substanzen sind unter vielen anderen die Nonylphenole, Bisphenol A, Organozinnverbindungen, Benzylbutylphthalat, Dibutylphthalat sowie einige Pestizide, Pharmazeutika, Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe und polychlorierte Biphenyle.

Als weitere ganz neue Stoffgruppe werden Nanomaterialien diskutiert. Nanomaterialien, bestehend vor allem aus Silber, Kohlenstoff und Titanoxid mit einer Größe von 1 bis 100 nm ($1 \text{ nm} = 0,000.001 \text{ mm}$), werden in vielfältiger Weise bereits genutzt z.B. in Produkten mit antibakterieller Wirkung oder zur Verbesserung der Eigenschaften von Kunststoffen und Fassadenfarben und gelangen so auch über das Abwasser in die Kläranlage bzw. in das Gewässer. Im Bereich der Analytik aber auch der Toxizität gibt es noch zahlreiche offene Fragestellungen, die zzt. Bestandteil von Forschungsarbeiten sind, vgl. Abels (2012).

Eine Vielfalt unterschiedlichster Stoffe gelangt durch gewerbliche und industrielle Einleiter ins kommunale Abwasser: Edelmetalle wie Gold und Silber, Reinigungs- und Desinfektionsmittel, z. T. auf Phosphorbasis, Säuren und Laugen. Die Palette der unterschiedlichen Stoffe ist kaum abzugrenzen und wie Kroiss anmerkt: „Die einzigen Stoffe, die zuverlässig aus dem Abwasser ferngehalten werden können, ... sind solche, die nicht produziert werden“ (Kroiss, 2004).

Und doch besteht Abwasser zu mehr als 99,5 % aus H_2O .

1.2 Ziele der Abwasserbehandlung: Gestern, heute und in der Zukunft

Die Errichtung von Kanalsystemen im 19. Jahrhundert leitete das Abwasser aus den Wohngebieten in den nächsten Vorfluter ab. Erklärtes Ziel war es, der Ausbreitung von Infektionskrankheiten wie Cholera und Typhus entgegen zu

wirken, d.h. die Sicherstellung eines hygienischen Standards in Städten (ATV, 1997).

Die Einleitung der Abwässer direkt in die Flussläufe bewirkte nun eine zunehmende Belastung der Gewässer. Zur Verminderung der Verschlammung wurden Rechen und Sandfänge errichtet. Bereits 1887 wurde in Frankfurt am Main eine mechanische und chemische Behandlungsstufe, bestehend aus Sandfang, Rechenanlage, Dosierung von schwefelsaurer Tonerde und Kalk sowie einem anschließenden Absetzbecken in Betrieb genommen (SEF, 2004).

In den ersten Dekaden des 20. Jahrhunderts schloss sich die Errichtung von biologischen Anlagen zur Oxidation von organischen Substanzen an, um deren sauerstoffzehrende Wirkung im Gewässer zu vermindern, vgl. ATV (1997). 1926 wurde in Deutschland die erste großtechnische Anlage in Essen-Rellinghausen mit dem Belebtschlammverfahren in Betrieb genommen (Wagner, 1997). Dem gleichen Ziel diente die seit ca. 1980 umgesetzte Nitrifikation der Abwässer.

Seit ca. 1990 wurde in Deutschland die Nährstoffelimination zum Schutz der Gewässer vor Eutrophierung durch Umsetzung der Denitrifikation sowie Phosphorelimination etabliert.

Mit dem Jahrtausendwechsel hat sich der Ansatz des Gewässerschutzes gewandelt. Stand in der Vergangenheit vor allem ein emissionsbezogener Ansatz, d.h. eine Verminderung der Austräge in das Gewässer im Vordergrund, so setzt die EU-Wasserrahmenrichtlinie auf den immissionsbezogenen Ansatz, d.h. auf die Betrachtung des Eintrags/der Auswirkung auf die Umwelt (Gewässer, Tier/Mensch). Vor diesem Hintergrund steht nun die Diskussion um Einleitwerte für Kläranlagen, sowohl für bestehende als auch neue Parameter, vgl. Kapitel 4. Über die Wasserrahmenrichtlinie wird so für verschiedene Flussgebiete oder –abschnitte z.B. eine Verschärfung der Phosphorablaufwerte diskutiert, vgl. Rosenwinkel und Lorey (2009).

Einhergehend mit der Einführung der Abwasserbehandlung wurden auch regulative sowie technische Maßnahmen ergriffen und z.T. internationale Vereinbarungen wie bspw. die Stockholm Konvention über persistente organische Schadstoffe (engl. Persistent Organic Pollutants, kurz POPs) getroffen, damit schwer abbaubare bzw. eliminierbare Substanzen nicht in das

Abwasser eingeleitet werden. Damit verbunden gab es Verbote von Stoffen wie z.B. von eutrophierenden Enthärtern (Polyphosphaten) in Waschmitteln (ATV, 1997; Klöpfer und Scheringer, 2000).

Mit dem sukzessiven Ausbau der Abwasserbehandlung erfolgte der Ausbau der Klärschlammbehandlung. Bereits 1907 wurde durch Karl Imhoff der Emscherbrunnen entwickelt (Wagner, 1997). Es folgte die Errichtung von beheizbaren Faultürmen zur Stabilisierung. Mit dem sich wandelnden Bewusstsein für die Ökologie veränderte sich auch die Klärschlammverwertung. Von einer Verklappung im Meer, Deponierung, Landschaftsbau/landwirtschaftliche Nutzung bis hin zur thermischen Entsorgung/Verwertung. Der Klärschlamm stellt sowohl eine Schadstoffsenke als auch einen Speicher vor allem für die Nährstoffe Stickstoff, Phosphor, Kalium u.a. dar. Diese bivalente Rolle ist Auslöser zahlreicher kontrovers geführter Debatten zur Klärschlammnutzung, vgl. Kapitel 4.

Mit einer stark zunehmenden Sensibilisierung in Bezug auf Fragestellungen der Nachhaltigkeit und Ökologie stehen heute Ziele des Ressourcenschutzes in Bezug auf Wasser, Energie und Nährstoffe (Phosphor) im Fokus, vgl. Kapitel 4.

2 Aktueller Stand der Abwasserbehandlung in Deutschland: Zahlen und Fakten

2.1 Kommunale Abwasserbehandlung

In Deutschland liegt der Anschlussgrad an die öffentliche Kanalisation bei über 95 %, wobei hierfür rd. 540.000 km Kanal verbaut wurden, vgl. Destatis (2009a); d.h. rd. 7 m pro angeschlossenem Einwohner.

Die Anzahl der kommunalen Kläranlagen beläuft sich auf rd. 10.000 (Destatis, 2012). Parallel zur steigenden Zahl von Anlagen mit einer biologischen Abwasserbehandlung nahm seit 1998 die Gesamtanzahl der Kläranlagen leicht ab, vor allem verursacht durch die Schließung von kleinen Kläranlagen verbunden mit einer Ableitung zu größeren Kläranlagen/Verbandsanlagen.

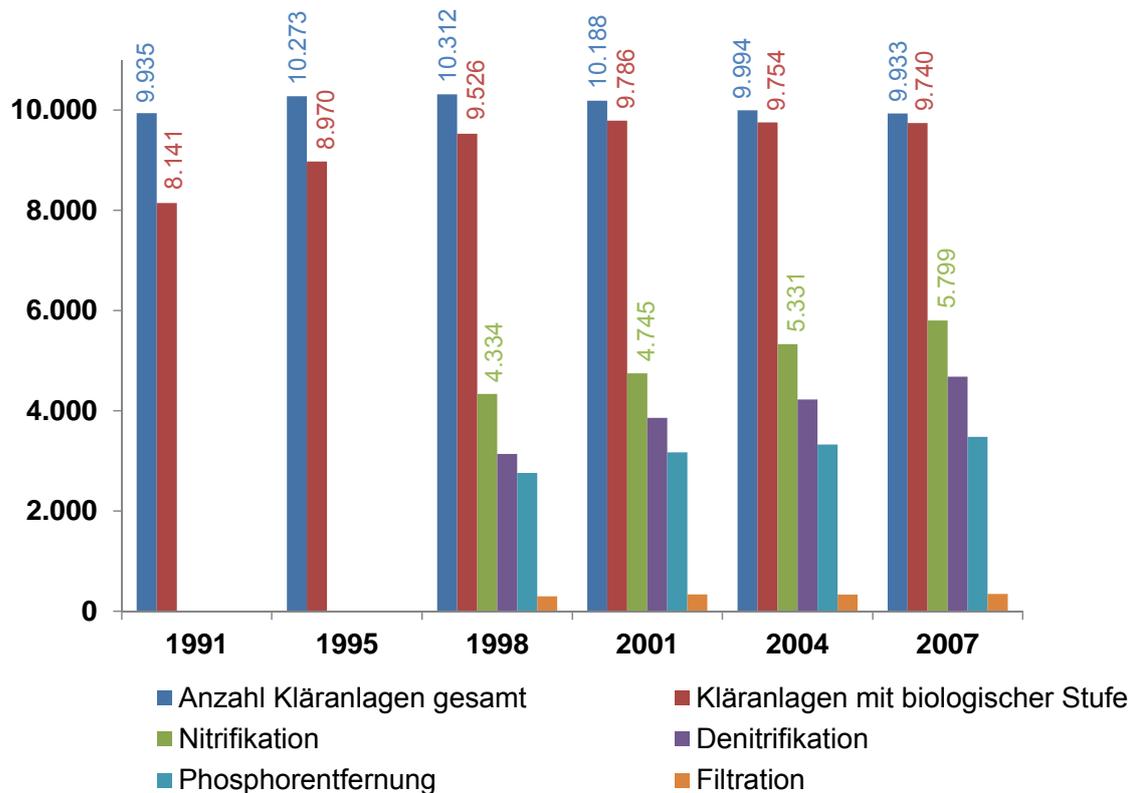


Abbildung 1: Entwicklung der Anzahl der kommunalen Kläranlagen in Deutschland, Daten: Destatis (2012)

Insgesamt wird in den kommunalen Kläranlagen in Deutschland das Abwasser von rd. 124,5 Mio. Einwohnerwerten behandelt, wobei rd. 78,1 Mio. bzw. rd. 63 % aus den angeschlossenen Einwohnern stammt. Entsprechend sind die verbleibenden Einwohnerwerten dem Gewerbe und der Industrie zuzuordnen (Daten: Destatis, 2012).

Abbildung 2 zeigt die Art der Abwasserbehandlung bezogen auf die angeschlossenen Einwohnerwerte. Hierbei wird deutlich, dass das Abwasser von über 90 % der in Deutschland angeschlossenen Einwohnerwerte (rd. 114,4 Mio. EW) einer weitergehenden biologischen Abwasserbehandlung (Denitrifikation und Phosphorelimination) zugeführt wird. In Bezug auf die Anzahl der Kläranlagen, vgl. Abbildung 1, bedeutet dies, dass in weit weniger als 50 % der Kläranlagen über 90 % des anfallenden Abwassers (bezogen auf die Einwohnerwerte) behandelt wird, vor allem in großen Kläranlagen der Größenklasse 1, vgl. Abbildung 3.

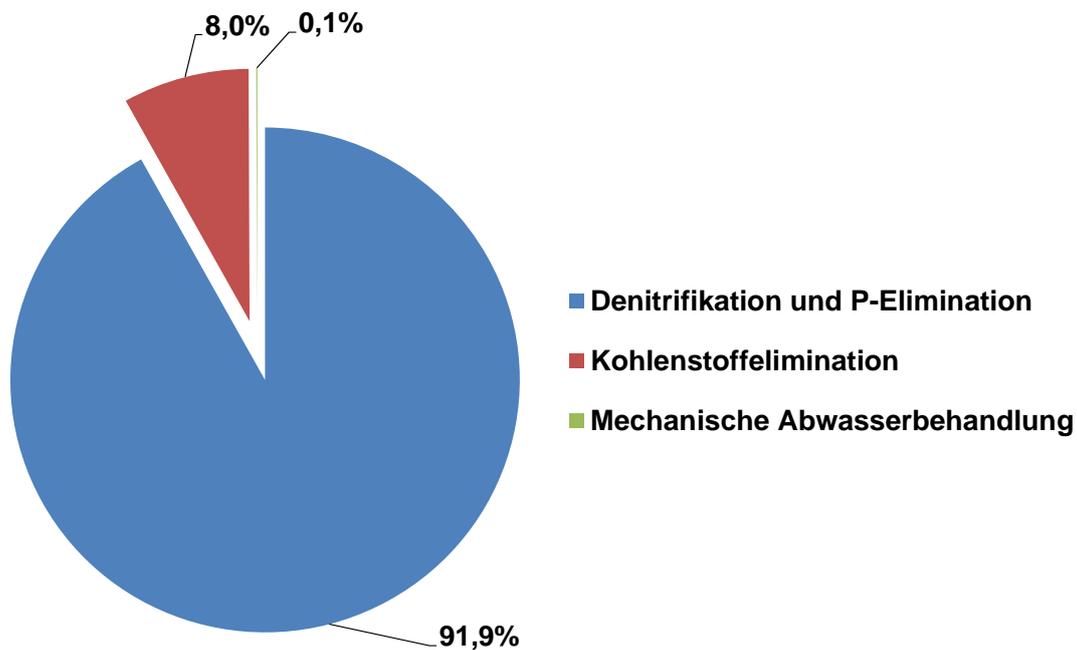


Abbildung 2: Art der Abwasserbehandlung bezogen auf die angeschlossenen Einwohnerwerte in 2007, Daten Destatis (2012)

Für die behandelte Jahresabwassermenge bedeutet dies ein Volumen von rd. 10,1 Mrd. m³, wobei rd. 5,2 Mrd. m³ aus dem häuslichen und betrieblichen Schmutzwasser stammt. Bedingt durch Mischkanalisationen enthält die Jahresabwassermenge ebenfalls einen hohen Anteil an Niederschlagswasser. (Daten: Destatis, 2012)

Die Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserverordnung, 2009) definiert die Größe der Kläranlage über die spezifische BSB₅ Fracht von 60 g/(E d), wobei fünf Größenklassen unterschieden werden:

Tabelle 1: Einteilung der Größenklassen von Kläranlagen, vgl. Abwasserverordnung (2009)

Größenklasse 1	Größenklasse 2	Größenklasse 3	Größenklasse 4	Größenklasse 5
≤ 1.000 EW	> 1.000 – 5.000 EW	> 5.000 – 10.000 EW	> 10.000 – 100.000 EW	> 100.000 EW

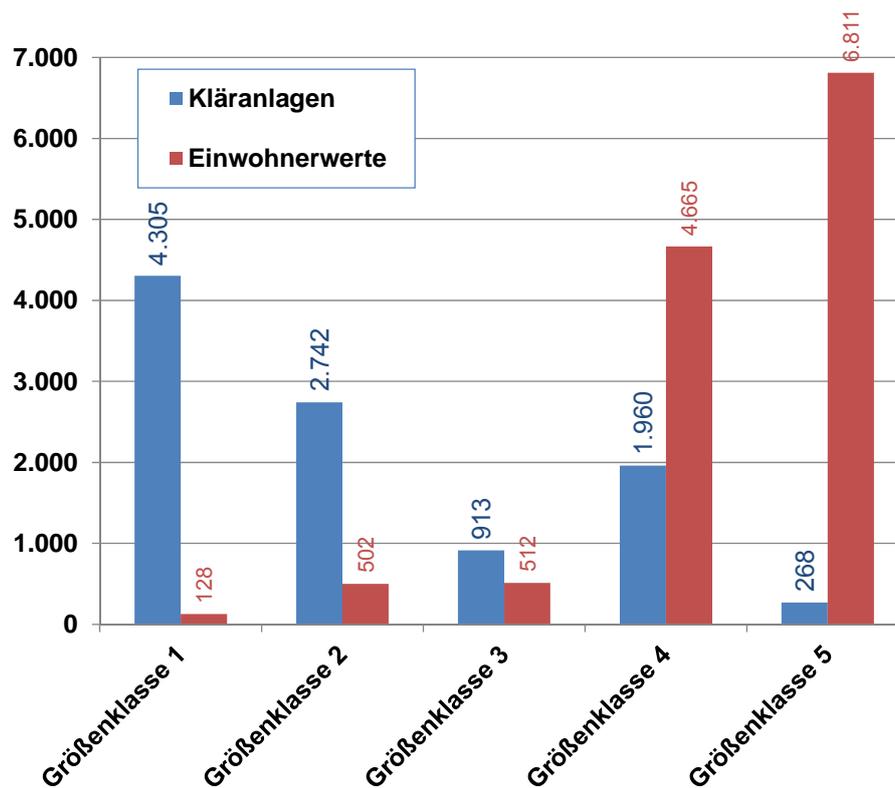


Abbildung 3: Anzahl der Kläranlagen und angeschlossene Einwohnerwerte (Daten: UBA, 2008)

Abbildung 3 zeigt die Verteilung der Anzahl der Kläranlagen in den jeweiligen Größenklassen sowie die angeschlossenen Einwohnerwerte. Allein die Kläranlagen der Größenklasse 4 und 5 (entsprechen lediglich rd. 22 % aller Anlagen) behandeln das Abwasser von rd. 90 % der in Deutschland angeschlossenen Einwohnerwerte.

2.2 Kommunalen Klärschlammfall und Entsorgungsstrukturen

Tabelle 2 zeigt die Klärschlamm-mengen zur Entsorgung, die in den letzten Jahren relativ konstant bei rd. 2,0 Mio. Mg TR/a lagen.

Tabelle 2: Kommunale Klärschlammengen zur Entsorgung in Mio. Mg TR/a, ohne Abgabe an andere Abwasserbehandlungsanlagen und ohne Zwischenlagerung, Destatis (2012)

2010	2009	2008	2007	2006	2001	1998	1995	1991	1987	1983
1,9	2,0	2,1	2,1	2,0	2,1	2,1	2,1	2,0	1,9	1,8

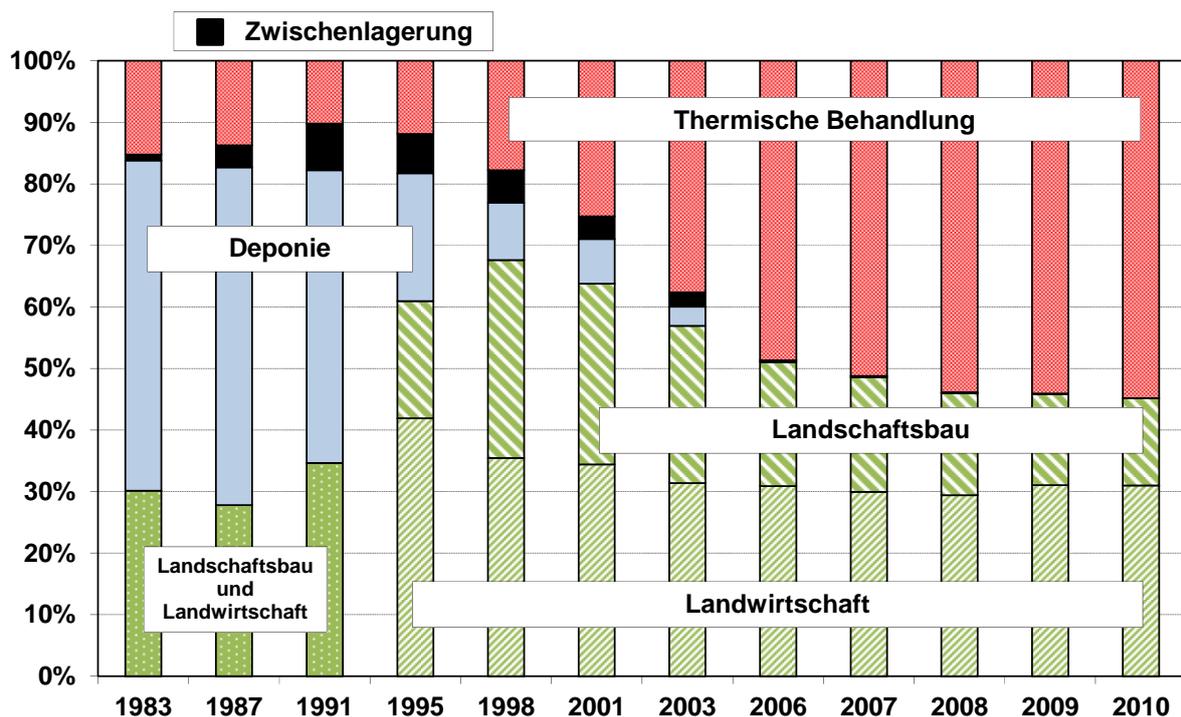


Abbildung 4: Kommunaler Klärschlammverbleib in Deutschland seit 1983; nicht berücksichtigt für alle Jahre ist die Abgabe an andere Abwasserbehandlungsanlagen, des Weiteren liegen keine Daten einer Zwischenlagerung der Jahre 2006 – 2010 vor, Daten: Destatis 2012 und Durth et al. 2005 (DWA Klärschlammumfrage, Daten von 2003)

Abbildung 4 zeigt die Veränderung der Entsorgungsstrukturen von kommunalem Klärschlamm seit 1983. Hierbei wird deutlich, dass die Deponierung zunächst eine große Bedeutung hatte, bis sie letztendlich im Rahmen der Umsetzung der Technischen Anleitung zur Verwertung, Behandlung und sonstigen Entsorgung von Siedlungsabfällen bis 2005 weitgehend verdrängt wurde. Gleichzeitig gab es einen deutlichen Anstieg der thermischen Verwertung.

Geographisch gibt es zzt. für Deutschland eine Nord-Süd- sowie West-Ost-Teilung. Insbesondere in Bayern und Baden-Württemberg aber auch in Nordrhein-Westfalen wird Klärschlamm überwiegend thermisch verwertet. Wohingegen in den anderen Gebieten, vor allem landwirtschaftlich geprägte Regionen, im Norden und Osten eine landwirtschaftliche/landschaftsbauliche Verwertung dominiert.

2.3 Energieverbrauch kommunaler Abwasserbehandlungsanlagen

Tabelle 3 zeigt den mittleren Stromverbrauch der kommunalen Abwasserbehandlung in Abhängigkeit der Größenklasse, Abbildung 5 die Häufigkeit der Stromverbräuche. Für die Kommune ist die Kläranlage oft ein Hauptstromverbraucher und daher im Fokus von Optimierungsmaßnahmen.

Tabelle 3: Stromverbrauch von kommunalen Kläranlagen nach Größenklasse, UBA (2008)

	Größen- klasse 1	Größen- klasse 2	Größen- klasse 3	Größen- klasse 4	Größen- klasse 5
kWh/(E a)	75	55	44	35	32
Σ GWh/a	96	276	225	1.633	2.179

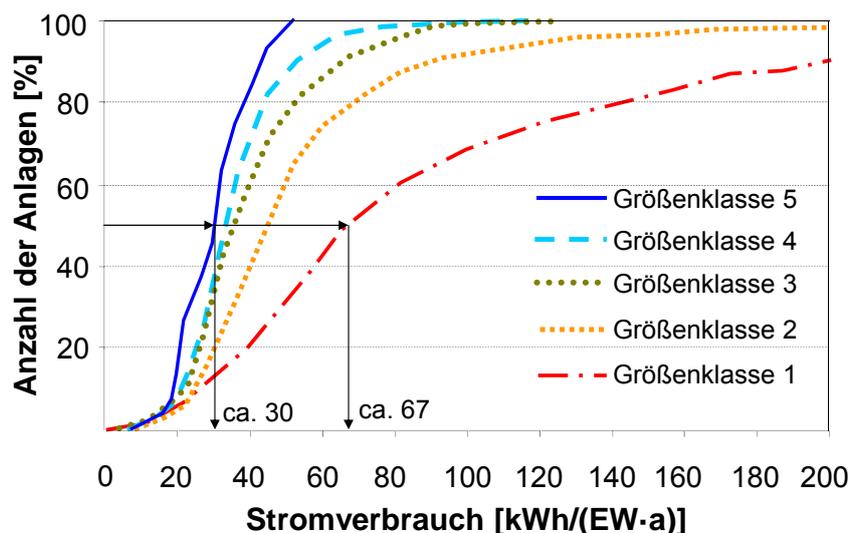


Abbildung 5: Häufigkeit der Stromverbräuche der verschiedenen Größenklassen (DWA-BW, 2006)

Bezogen auf den Gesamtstromverbrauch in Deutschland von rd. 500.000 GWh/a (Destatis, 2012, Stromabsatz Letztverbraucher) ist jedoch der Anteil aus der Abwasserbehandlung mit rd. 4.400 GWh/a (UBA, 2008) bzw. entsprechend weniger als 1 % sehr gering.

2.4 Industrielle Abwasserbehandlung

Neben der kommunalen Wasserwirtschaft sind Industrie und Kraftwerke große Wasserverbraucher. 2007 wurde der gesamte Abwasseranfall aus Industrie und Kraftwerken auf rd. 26,8 Mrd. m³ beziffert, vgl. Destatis (2009b). Neben dem zu behandelnden Abwasser in einer Kläranlage ist hierbei auch das nicht zu behandelnde Abwasser (vor allem Kühlwasser) berücksichtigt. Allein der Wasserbedarf für Kühlwasser liegt hier bei rd. 23,3 Mrd. m³ (Destatis, 2009b).

Das zu behandelnde Abwasser von rd. 1,1 Mrd. m³ wird in rd. 3.300 betriebseigenen Behandlungsanlagen aufbereitet, wobei rd. 0,9 Mrd. m³ direkt und rd. 0,2 Mrd. m³ indirekt eingeleitet werden. (Destatis, 2009b)

2007 fielen bei der biologischen Industrieabwasserbehandlung rd. 0,7 Mio. Mg TR/a und bei der chemischen/chemisch-physikalischen Abwasserbehandlung rd. 1,0 Mio. Mg TR/a Klärschlamm an, vgl. Destatis (2009b).

3 Entwicklung der Gewässergüte in Deutschland

Intakte Oberflächengewässer stellen ein wertvolles Gut dar. Als Trinkwasserquelle, aber auch für vielfältige andere Nutzungen und last but not least als Freizeitgewässer z.B. in Form von Badegewässern und zur Naherholung. Die Entwicklung der Gewässergüte korrespondierte viele Jahre mit dem Ausbau der Abwasserbehandlung, vgl. Kapitel 1.2.

Der ökologische sowie chemische Zustand der Flüsse in Deutschland war um das Jahr 1900, insbesondere in Ballungsgebieten, sehr schlecht. Dr. William Phillip Dunbar, seinerzeit Direktor des staatlichen Hygienischen Instituts in Hamburg, beschrieb 1907 den Zustand der Emscher wie folgt (Dunbar, 1907):

“Obgleich auch den deutschen Flüssen seit Jahrhunderten Unrat zugeführt worden ist, so haben sich grobsinnlich wahrnehmbare Missstände doch auch hier offenbar erst im Laufe des 19. Jahrhunderts entwickelt. ... Das interessanteste Beispiel einer schnellen Entwicklung solcher Missstände, welches Deutschland aufzuweisen hat, dürften wohl die Vorgänge im Emscher Tal darstellen. ... Die sämtlichen Zuflüsse zur Emscher wurden so verunreinigt, dass sie Schmutzwasserkanälen glichen. Zu landwirtschaftlichen Zwecken war das Flusswasser nicht mehr verwendbar wegen des hohen Salzgehaltes, der ihm durch die Industrien zugeführt wurde. Es wurden dieser halb Klagen angestrengt“

Einhergehend mit dem Ausbau der Abwasserbehandlung verbesserte sich stetig die Gewässergüte. Abbildung 6 zeigt dies exemplarisch für die Jahre 1975 und 2000 anhand der biologischen Gewässergütekarte für Deutschland. Hauptbeurteilungskriterium bildet der Saprobienindex, vgl. LAWA (1991). Die Klassifizierung der Gewässergüte erfolgt dabei in die Güteklassen I bis IV, d.h. von unbelastet bis ökologisch zerstört (LAWA, 1991), farblich gekennzeichnet von grün bis rot. Exemplarisch für den Rhein ist zu erkennen, dass dieser 1975 weitgehend als stark bis sehr stark verschmutzt eingestuft wurde. Im Vergleich dazu überwiegt in 2000 eine mäßig belastete Wasserqualität.

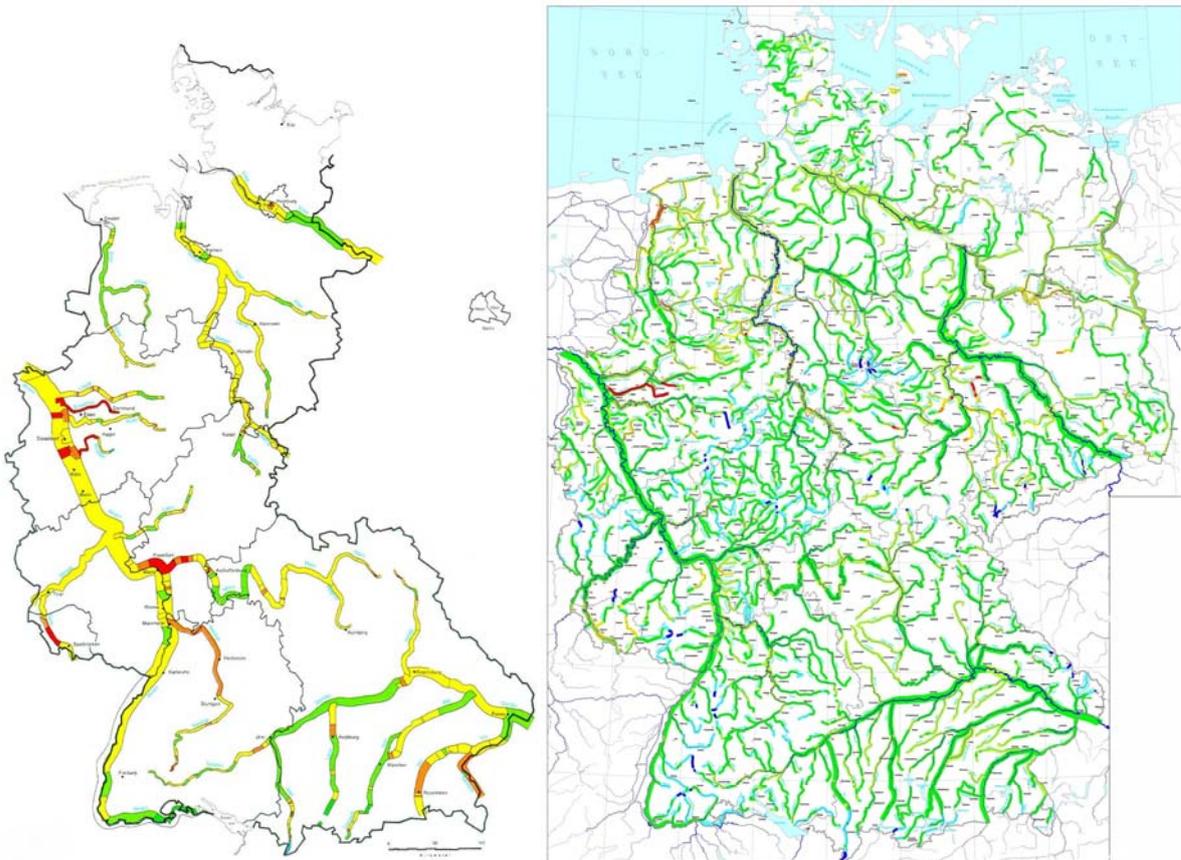


Abbildung 6: Biologische Gewässergütekarte von 1975 (links) und 2000 (rechts), (BMU, 2012)

Mit dem Inkrafttreten der EU-Wasserrahmenrichtlinie am 20. 12. 2000 wurde ein rechtlicher Ordnungsrahmen für einen umfassenden europaweiten Gewässerschutz geschaffen (WRRL, 2000). Der erste Punkt der Erwägungsgründe ist dabei charakteristisch für die Richtlinie (WRRL, 2000): *„Wasser ist keine übliche Handelsware, sondern ein ererbtes Gut, das geschützt, verteidigt und entsprechend behandelt werden muss.“*

Insbesondere die grenzüberschreitende Betrachtung der Gewässergüte unter Berücksichtigung ganzer Flussgebiete ist hier als Novum hervorzuheben. Kernpunkt der Wasserrahmenrichtlinie ist dabei die Forderung nach einem guten ökologischen sowie chemischen Zustand der Gewässer bis 2015 bzw. mit Fristverlängerung bis spätestens 2027. Die Erreichung dieser Ziele soll dabei in den Schritten Bestandsaufnahme, Erarbeitung von Überwachungsprogrammen, Erstellung von Bewirtschaftungsplänen und Maßnahmenprogrammen, Umsetzung der Maßnahmenprogramme und einer Zeit für die Zielerreichung erfolgen. Aktuell sind die Bewirtschaftungspläne und Maßnahmenprogramme

erstellt und im März 2010 der europäischen Kommission übermittelt worden. Dem entsprechend gilt es nun die Maßnahmen umzusetzen. (BMU, 2010)

Die Bestimmung des ökologischen Zustands erfolgt nach den folgenden Kriterien, die sich damit von den Untersuchungen der Gewässergüte nach LAWA (1991) unterscheiden, vgl. BMU (2010)

- Biologische Qualitätskomponenten (Fische, Makrozoobenthos, Gewässerflora)
- Chemische Qualitätskomponenten (flussgebietspezifische Schadstoffe) und physikalisch-chemische Qualitätskomponenten (z.B. Temperatur, Sauerstoffgehalt, Nährstoffe)
- Hydromorphologische Qualitätskomponenten (z.B. Wasserhaushalt, Morphologie, Gezeiten).

Zusätzlich erfolgt eine Bewertung des chemischen Zustands (BMU, 2010):

- 33 prioritäre Stoffe nach Anhang X WRRL (bislang noch nicht überall in den Bewirtschaftungsplänen berücksichtigt)
- Schadstoffe der Richtlinie 2006/11/EG (Anhang IX WRRL)
- Nitrat gemäß Richtlinie 91/676/EWG

Abbildung 7 zeigt den ökologischen Zustand der Fließgewässer in 2009. Hierbei zeigt sich sehr deutlich, dass viele Gewässer als unbefriedigend deklariert wurden, d.h. trotz einem guten biologischen Zustand, vgl. Abbildung 6, liegt insgesamt ein unbefriedigender ökologischer Zustand vor.

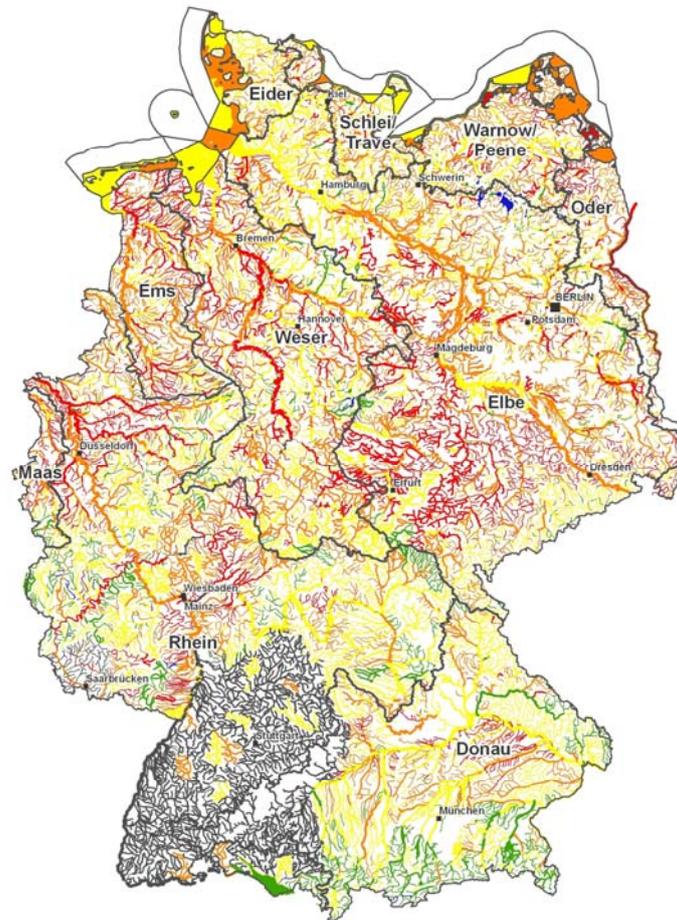


Abbildung 7: Ökologischer Zustand der Fließgewässer in Deutschland 2009 (graue Flächen: keine Daten vorhanden) (UBA, 2012)

Der Zustand der Oberflächengewässer gilt als gut, wenn sowohl der ökologische als auch der chemische Zustand als gut bewertet werden. Wenngleich sich rd. 87 % der Oberflächengewässer auf die ökologischen Bewertungsklassen mäßig (30 %), unbefriedigend (34 %) und schlecht (23 %) verteilen so kann für 88 % der Gewässer ein guter chemischer Zustand klassifiziert werden. In der Summe bedeutet dies, dass zzt. lediglich 9,5 % einen guten Zustand erreichen. Hauptursache für die Herabstufung von Fließgewässern ist meist die Bewertung der Hydromorphologie, bei Seen und Küstengewässern erhöhte Nährstoffeinträge. (BMU, 2010)

Zusammenfassend kann man feststellen, dass in den letzten Jahren deutliche Erfolge bei der Gewässergüte erzielt werden konnten. Gleichzeitig zeigen die Ergebnisse der Bewirtschaftungspläne, dass zur Erreichung eines guten

ökologischen Zustands der Gewässer noch Handlungsbedarf besteht. Die Gewässermorphologie ist hierbei ein wichtiger Punkt.

Aus Sicht der Abwasserbehandlung kommt neben der Nährstoffelimination die Begrenzung bzw. Elimination gefährlicher Stoffe hinzu. Prioritäre Stoffe gemäß WRRL und andere Schadstoffe, wie Biozide, endokrin wirksame Substanzen etc. müssen so begrenzt werden, dass keine Gefahr für aquatische Organismen, für die Gewässernutzung, Trinkwassergewinnung und die Nahrungskette besteht. (Rosenwinkel und Lorey, 2009)

4 Zukunft der Abwasserbehandlung: Vom Gewässer- zum Ressourcenschutz?

4.1 Weitergehende Abwasserbehandlung: Phosphorelimination, organische Mikroschadstoffe und Keime?

Ausgehend von der Nährstoffbelastung der Gewässer wird bzw. wurde vielfach eine im Vergleich zur Abwasserverordnung deutliche Verschärfung des Parameters Phosphor diskutiert. Für den Bodensee bedeutet dies Ablaufwerte von 0,3 mg/L P_{ges} ; der Berliner Senat fordert für die Kläranlage Ruhleben Ablaufwerte von $\leq 0,05$ mg/L P_{ges} (Rosenwinkel und Lorey, 2009). Um solch niedrige Werte einhalten zu können wird i.d.R. eine (Membran)-Filtrationsstufe notwendig sein, denn bereits bei 1-2 mg/L Biomasse im Ablauf der Kläranlage kann ein Grenzwert von 0,05 mg/L P_{ges} überschritten sein, unabhängig von den gelösten anorganischen und organischen Phosphorverbindungen (z.B. auch Phosphonate).

Eine neue Stoffgruppe für den Bereich der Abwasserbehandlung bilden die organischen Mikroverunreinigungen. Aufgrund ihrer teilweise schlechten biologischen Abbaubarkeit können etliche Mikroverunreinigungen in den Gewässern und in Spuren sogar im Trinkwasser nachgewiesen werden. Dies bedeutet, dass physikalische Verfahren wie z.B. die Adsorption an Aktivkohle und/oder chemische Verfahren wie z.B. die Oxidation mit Ozon zusätzlich benötigt werden (vgl. z.B. Ternes et al., 2004; DWA, 2008; Fahlenkamp et al., 2008). Neben Forschungsarbeiten im halbertechnischen Maßstab – gerade sind 12 vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) geförderte

Verbundprojekte im Rahmen der Ausschreibung „Risikomanagement von neuen Schadstoffen und Krankheitserregern im Wasserkreislauf (RiSKWa)“ gestartet - werden zzt. die ersten großtechnischen Anlagen zum Einsatz von Aktivkohle geplant/realisiert bzw. im großtechnischen Maßstab erprobt (Metzger, 2010). Exemplarisch sind hier die Kläranlagen Ulm-Steinhäule oder Mannheim zu nennen (Metzger, 2010; Alt und Mauritz, 2010).

Einen wiederum anderen Themenkomplex stellt die mikrobiologische Belastung der Vorfluter dar. Forschungsarbeiten im halbtechnischen Maßstab zeigten, dass mit den unterschiedlichen Desinfektionsverfahren UV-Bestrahlung, Chlordioxiddosierung, Ozonung und Chlorung eine mikrobiologische Ablaufqualität erzielt werden kann, die je nach Charakteristik der vorhergehenden Abwasserbehandlungsstufen und der jeweiligen Desinfektionsmitteldosierung sowohl für die Einleitung in Badegewässer als auch für verschiedene Wiederverwendungszwecke geeignet ist (Bischoff et al., 2011). Großtechnische Beispiele sind die Kläranlagen entlang der Isar oder in Berlin, wobei die Desinfektion mittels UV-Technologie realisiert wurde, vgl. Müller et al. (2009). Es sei allerdings darauf hingewiesen, dass selbst bei Desinfektion der Kläranlagenabläufe in der Regel keine Badegewässerqualität in den nachgelagerten Gewässern erreicht werden kann; nicht nur wegen des Mischwasserabschlags bei Regenereignissen. Auch hierzu werden nach Abschluss des RiSKWa-Forschungsprogramms neue Erkenntnisse erwartet und insbesondere neben den Messergebnissen auch Risikobewertungen vorgenommen.

4.2 Nutzung von Ressourcen im Abwasser: Energie, Nährstoffe und Wasser?

Einhergehend mit der Entwicklung der Klärschlammbehandlung erfolgte seit den 1920er Jahren die Umsetzung der Klärschlammfaulung. Wenngleich damals noch nicht das Hauptziel in der Faulgaserzeugung lag, so steht dieses heute im Fokus für eine energetische Nutzung der im Abwasser enthaltenen chemischen Energie, vgl. Cornel et al. (2011).

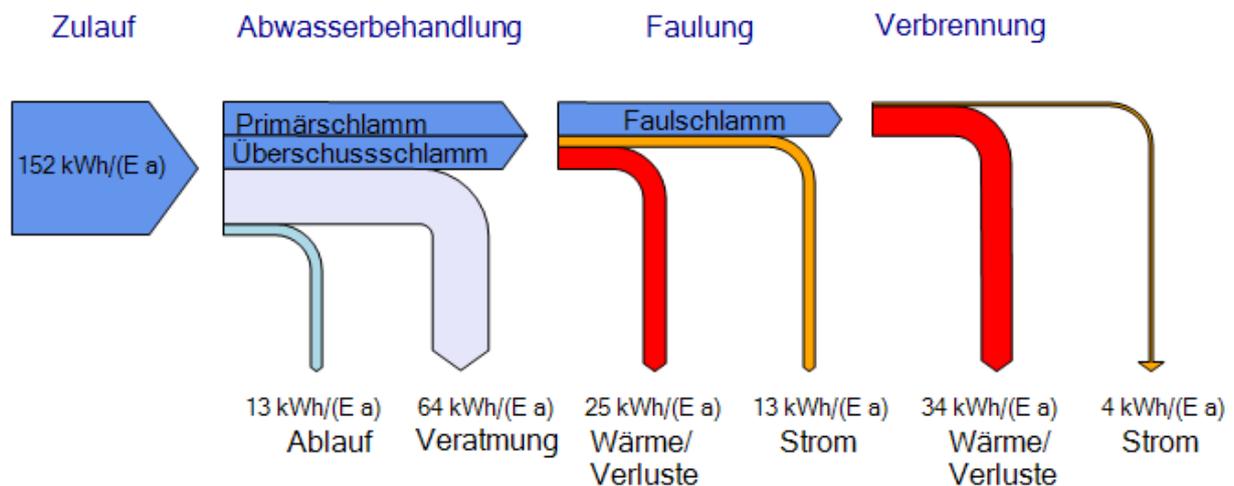


Abbildung 8: CSB-Bilanz einer Abwasser- und Klärschlammbehandlungsanlage, Annahmen: 120 g CSB/(E d), 1 kg CSB \approx 0,35 m³ CH₄, 1 m³ CH₄ \approx 10 kWh

Abbildung 8 zeigt ein vereinfachtes Energie-Flussdiagramm einer Abwasserbehandlungsanlage basierend auf dem chemischen Sauerstoffbedarf (CSB). Es wird deutlich, dass allein rd. 50 % der im Rohabwasser enthaltenen chemisch-gebundenen Energie während der biologischen Abwasserbehandlung durch Oxidation zu Kohlendioxid und „Wärme“ umgewandelt wird bzw. über den Ablauf die Kläranlage verlassen. Die zweite Hälfte liegt im Klärschlamm vor. Ca. 17 kWh/(E·a) entsprechend ca. 11 % können als elektrischer Strom gewonnen werden. Dies entspricht rd. 50 bis 70 % des Stromverbrauchs, vgl. UBA (2008). Die erzeugte Wärme wird vor allem zur Faulraumbeheizung benötigt. Ggf. fällt Überschusswärme an, insb. im Sommer, die weiter genutzt werden kann, derzeit aber überwiegend via Kühlaggregaten an die Umwelt abgegeben wird. Durch Optimierungsmaßnahmen in der Prozessführung, z.B. der Zugabe von Co-Substraten und auch in der Systembetrachtung aller Energieverbraucher und -erzeuger, vgl. Schaum et al. (2010), zielt man auf einen energieautonomen Betrieb der gesamten Abwasser- und Klärschlammbehandlung. Neben der Nutzung der in den Kohlenstoffverbindungen gespeicherten Energie gibt es auch diverse Ansätze zur Nutzung der im Abwasser enthaltenen thermischen Energie, vgl. Cornel et al. (2009).

Eine andere Ressource bildet der Nährstoff Phosphor. Phosphor ist ein begrenzter, lebensnotwendiger Rohstoff, welcher durch kein anderes Element ersetzt werden kann. Hauptanwendungsgebiet bildet die Düngemittelindustrie bzw. die Landwirtschaft. Phosphor wird während der Abwasserbehandlung

durch biologische sowie chemisch-physikalische Verfahren (Fällung) in den Klärschlamm eingebunden. Aus diesem Grund gibt es diverse Bestrebungen den im Abwasser/Klärschlamm/Klärschlammasche enthaltenen Phosphor zu recyceln, was eine Trennung der Nährstoffe von den Schadstoffen erforderlich macht. Technologien zur Rückgewinnung von Phosphor stehen für verschiedene Einsatzorte auf der Kläranlage zur Verfügung – von der Abwasserbehandlung über die Klärschlammbehandlung bis hin zur Klärschlammasche, vgl. Schaum (2007), Montag (2008), Petzet et al. (2010).

Abwasser besteht zu über 99,5 % aus Wasser, somit liegt hierin auch die mengenmäßig größte Ressource. Wenngleich in Deutschland Wasser in ausreichender Menge und Qualität verfügbar ist, so bleibt doch die Fragestellung einer Wasserwiederverwendung bestehen. Gerade in Verbindung mit einer weitergehenden Abwasserbehandlung können zukünftig Verfahrensansätze mit einer Nutzung des aufbereitenden Abwassers an Bedeutung gewinnen.

Einhergehend mit einer Verschiebung von Regenzeiten in den Winter, d.h. außerhalb der Vegetationsperioden, durch den Klimawandel sowie durch den Anbau von Pflanzen zur Bioenergieerzeugung kann für die Zukunft der Einsatz von Wasserwiederverwendung in der Landwirtschaft an Bedeutung gewinnen, vgl. auch DWA (2012).

4.3 Integrale Ansätze der Wasserwirtschaft

Wenngleich die Abwasserbehandlung in Deutschland ein sehr hohes Niveau besitzt, bleibt oft eine systemübergreifende Siedlungsentwässerung aus, woraus sich vor allem folgende Optimierungspotentiale ergeben (Jardin, 2008):

- In aller Regel wurden in den bisherigen Planungen die Wechselwirkungen zwischen Abwassereinleitungen, vor allem aus Niederschlagswasserbehandlungsanlagen, und dem Gewässer nicht berücksichtigt.
- Bei der Bemessung und Auslegung der Anlagen zur Abwasserableitung und Niederschlagswasserbehandlung sind nur selten reale Abflussdaten der Kanalisation genutzt wurden.

- Meist erfolgte nach dem Bau von Anlagen keine systemübergreifende Optimierung unter Berücksichtigung aller Teilsysteme der Siedlungsentwässerung.
- Oft fehlte eine Wirtschaftlichkeitsbetrachtung der gesamten Siedlungsentwässerungssysteme.

Abbildung 9 zeigt die verschiedenen Systeme im Planungsraum der Siedlungsentwässerung.

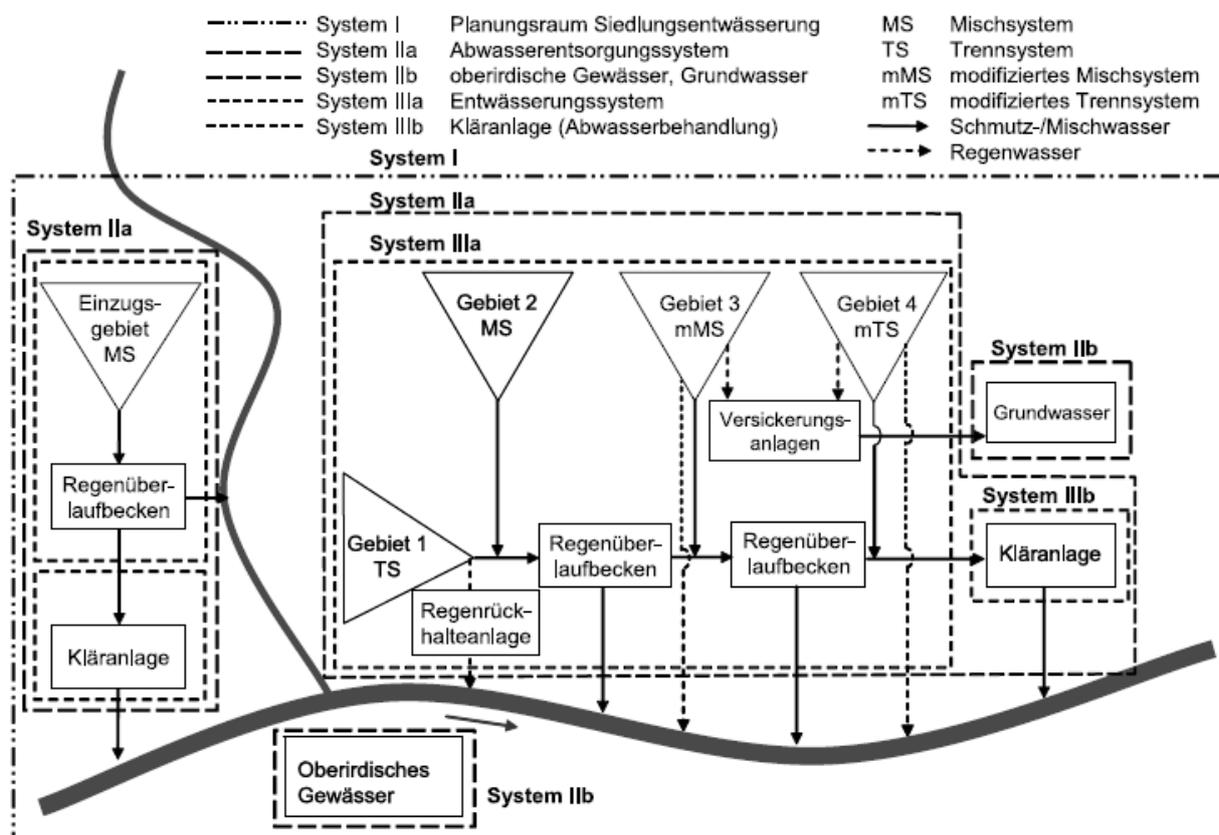


Abbildung 9: Systemgliederung im Planungsraum Siedlungsentwässerung (DWA, 2006)

Die übergeordnete Zielsetzung der integralen Siedlungsentwässerung ist hierbei, die Veränderungen des natürlichen Wasserhaushaltes durch Siedlungsaktivitäten in mengenmäßiger und stofflicher Hinsicht so gering zu halten, wie es technisch, ökologisch und wirtschaftlich vertretbar ist (Jardin, 2008; DWA, 2006). Vor allem die Schutzgüter: Entsorgungssicherheit in Siedlungen, Gewässerschutz, Nutzungssicherheit und die sonstigen Belange, bspw. des Natur-, Boden- und

Anlagenschutzes oder der Wohn- und Standortqualität, sollen nachhaltig geschützt werden (Jardin, 2008).

Umsetzungen der integralen Siedlungsentwässerung zeigen, dass durch die Gesamtbetrachtung nicht nur eine betriebliche sondern auch eine ökonomische Optimierung möglich ist und somit zu positiven Effekten z.B. bei der Planung von Kläranlagenerweiterungen führen kann.

5 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Abwasser ist ein Vielstoffgemisch, geprägt durch die Ausscheidungen des Menschen, die verwendeten Wasch- und Reinigungsmittel, Arzneimittel sowie durch den Stoffeintrag aus Gewerbe- und Industriebetrieben. Mit der Zunahme der Kenntnisse bezüglich der Zusammensetzung und Wirkweise von Abwasserinhaltsstoffen auf Mensch und Umwelt ging und geht die Installation und Erweiterung von Abwasserbehandlungsverfahren einher. In 2007 wurde in Deutschland so das Abwasser von rd. 124,5 Mio. EW in kommunalen Kläranlagen behandelt, wobei über 90 % mit einer weitergehenden Nährstoffelimination (Stickstoff und Phosphor) behandelt wurden.

Für die Zukunft der Abwasserbehandlung wird zzt. über die Elimination von Mikroschadstoffen sowie über hygienische Anforderungen diskutiert. Als weitere ganz neue Stoffgruppe werden Nanomaterialien diskutiert. Nanomaterialien, bestehend vor allem aus Silber, Kohlenstoff und Titanoxid mit einer Größe von 1 bis 100 nm (1 nm = 0,000.001 mm), werden in vielfältiger Weise bereits genutzt z.B. in Produkten mit antibakterieller Wirkung oder zur Verbesserung der Eigenschaften von Kunststoffen und Fassadenfarben und gelangen so auch über das Abwasser in die Kläranlage bzw. in das Gewässer. Im Bereich der Analytik aber auch der Toxizität gibt es noch zahlreiche offene Fragestellungen, die zzt. Bestandteil von Forschungsarbeiten sind, vgl. Abels (2012).

Die Fragestellungen welche Ressourcen im Abwasser genutzt werden können und sollen wird verstärkt diskutiert. Im Vordergrund stehen die Nutzung der enthaltenen (Wärme)-Energie und der Nährstoffe, insbesondere des Phosphors, aber auch die Wiederverwendung des Wassers selbst. Die Sinnhaftigkeit der

Rückgewinnung von Wärmeenergie und der Wasserwiederverwendung ist standortabhängig und in jedem Einzelfall zu bewerten.

Durch die Wasserrahmenrichtlinie werden zukünftig integrale Ansätze der Siedlungsentwässerung an Bedeutung gewinnen. Durch eine Betrachtung des Gesamtsystems mit den Wechselwirkungen aller Teilsysteme - Siedlungsentwässerung, Abwasserentsorgung und -behandlung, oberirdische Gewässer sowie Grundwasser - ist es möglich Ziele des Gewässerschutzes zu erreichen unter Berücksichtigung der technischen, ökologischen und ökonomischen Möglichkeiten.

6 Literatur

- Abels, A. (2012): Nanotechnologie und Wasserwirtschaft, Korrespondenz Abwasser, Abfall, Vol. 59, Nr. 2, Hennef
- Abwasserverordnung (2009): Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserverordnung - AbwV), Fassung der Bekanntmachung vom 17. Juni 2004, zuletzt geändert am 31. Juli 2009
- Alt, K. und Mauritz, A. (2010): Teilstrombehandlung mit Pulveraktivkohle auf dem Klärwerk Mannheim. Präsentation im Rahmen des Symposiums „Aktivkohle in der Abwasserreinigung – Vom Versuch zum technischen Maßstab“ des DWA Landesverbandes Baden-Württemberg. Im Internet: http://www.dwa-bw.de/2010_aktivkohle/Vortrag_11.pdf, Abgerufen am 31.01.2012.
- ATV (1997): ATV-Handbuch – Biologische und weitergehende Abwasserreinigung, 4. Auflage, Ernst und Sohn Verlag, Berlin
- Bischoff, A.; Cornel, P.; Wagner, M. (2011): Choosing the most appropriate technique for wastewater disinfection – parallel investigation of four disinfection systems with different preceding treatment processes; IWA International Conference on Water Reclamation and Reuse, Barcelona (ES)
- BMU (2010): Die Wasserrahmenrichtlinie – Auf dem Weg zu guten Gewässern, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Berlin
- BMU (2012): Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: Gewässergütekarten von 1975 und 2000
http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/bio75_90.pdf
(Stand: 19.01.2012) bzw.
http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/biol_karte2000.pdf
(Stand: 19.01.2012)
- Cornel, P.; Meda, A.; Bieker, S. (2009): Abwasser als Ressource – Potentiale und Grenzen, 1. Darmstädter Ingenieurkongress – Bau und Umwelt, Darmstadt

- Cornel, P.; Lensch, D.; Meda, A.; Schaum, C. (2011): Water and Energy, 8th IWA Leading-Edge Conference on Water and Wastewater Technologies, 6 - 10 June 2011, Amsterdam
- Destatis (2009a): Fachserie 19 Reihe 2.1 – Umwelt - Öffentliche Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung, Wiesbaden
- Destatis (2009b): Fachserie 19 Reihe 2.2 – Umwelt - Nichtöffentliche Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung, Wiesbaden
- Destatis (2012): Datenabfrage über Genesis Datenbank für die Bereiche
- Erhebung der öffentlichen Abwasserbehandlung
 - Erhebung der öff. Abwasserentsorgung - Klärschlamm
 - Erh. nichtöff. Wasserversorgung, Abwasserentsorgung
 - Stromabsatz und Erlöse der Elektrizitätsversorgungsunternehmen
- Dunbar, W.P. (1907): Leitfaden für die Abwasserreinigungsfrage, Oldenbourg Verlag, München
- Durth, A.; Schaum, C.; Meda, A.; Wagner, M.; Hartmann, K.H.; Jardin, N.; Kopp, J.; Otte-Witte, R. (2005): Ergebnisse der DWA-Klärschlammhebung, KA – Korrespondenz Abwasser, Abfall, 52, Nr.10, Hennef
- DWA (2006): Arbeitsblatt DWA-A 100, Leitlinien der integralen Siedlungsentwässerung (ISiE), Hennef
- DWA-BW (2006): Leistungsvergleich der kommunalen Kläranlagen, Kläranlagen-Nachbarschaften, DWA-Landesverband Baden-Württemberg
- DWA (2008): Anthropogene Spurenstoffe im Wasserkreislauf – Handlungsbedarf aus Sicht der DWA-Koordinierungsgruppe „Anthropogene Spurenstoffe im Wasserkreislauf“, in KA: Korrespondenz Abwasser, Abfall 55 (9), S. 954-985
- DWA (2012): DWA Seminar – Aspekte der Wasserwiederverwendung der DWA Arbeitsgruppe BIZ 11.4, 01.-02.02.2012, Frankfurt am Main
- Fahlenkamp, H.; Nöthe, T.; Nowotny, N.; Launer, M. (2008): Untersuchungen zum Eintrag und zur Elimination von gefährlichen Stoffen in kommunalen Kläranlagen Phase 3, Abschlussbericht. Technische Universität Dortmund
- Imhoff, K. und Imhoff, K. (2007): Taschenbuch der Stadtentwässerung, 30th edn. Munich: Oldenburg Industrieverlag
- Jardin, N. (2008): Die Integrale Siedlungsentwässerung – Erste Erfahrungen mit der ganzheitlichen Optimierung am Beispiel des Einzugsgebietes der Kläranlage Wenden, GWA, Band 211, Aachen
- Klöpfer, W. und Scheringer, M. (Hrsg.) (2000): Persistente Organische Schadstoffe, in Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung, 12 (6), S. 3074-309
- Kroiss, H. (2004): What is the potential for utilizing the resources in sludge?. Water Science and Technology Vol.49 No.10: 1–10
- Kunst, S.; Klotz, G.; Ternes, Th.; Wenzel, A. (2002): Endokrin wirksame Substanzen in Kläranlagen – Vorkommen, Verbleib und Wirkung. Arbeitsbericht der ATV-DVWK-Arbeitsgruppe IG-5.4 "Endokrin wirksame Stoffe". Hennef, Germany: GFA.

- Lazarova, V. und Bahri, A. (2005): Water reuse for irrigation – Agriculture, Landscapes and Turf Grass. Boca Raton (FL): CRC Press
- Metzger, S. (2010): Einsatz von Pulveraktivkohle zur weitergehenden Reinigung von kommunalem Abwasser. Dissertation, Technische Universität Berlin, Fakultät III - Prozesswissenschaften
- Montag, D. (2008): Phosphorrückgewinnung bei der Abwasserreinigung - Entwicklung eines Verfahrens zur Integration in kommunale Kläranlagen, Dissertation, RWTH Aachen
- Müller, K. et al. (2009): Desinfektion von biologisch gereinigtem Abwasser. In: KA – Korrespondenz Abwasser, Abfall (56), 6/2009, S. 593
- Rosenwinkel, K.-H. und Lorey, C. (2009): Gewässerschutz in Deutschland, Viel erreicht? Viel zu tun?, KA Korrespondenz Abwasser, Abfall, 56, Nr. 6, Hennef
- Petzet, S.; Cornel, P., Schaum, C. (2010): Phosphorrückgewinnung aus Klärschlammasche, DWA Seminar „Chemie und Abwasserentsorgung“, 18. März 2010, Berlin
- Schaum, C. (2007): Verfahren für eine zukünftige Klärschlammbehandlung - Klärschlammkonditionierung und Rückgewinnung von Phosphor aus Klärschlammasche, Dissertation, Schriftenreihe WAR 185, Darmstadt
- Schaum, C.; Schröder, L.; Lux, J.; Fehrenbach, H., Reinhardt, J.; Cornel, P.; Kristeller, W.; Schmid, S.; Götz, R.; Himmelein, D.; Scholl, B.; Stegmayer, K.; Wagner, G.; Maurer, M.; Mauritz, A.; Hein, A.; Berchtenbreiter, C.; Blotenberg, U.; Haslwimmer, T.; Wiederkehr, P.; Wehrli, M. (2010): Klärschlammfäulung und -verbrennung: Das Behandlungskonzept der Zukunft?, - Ergebnisse einer Grundsatzstudie zum Stand der Klärschlammbehandlung, Korrespondenz Abwasser - Abfall, Nr. 3 , Hennef
- SEF (2004): Rein in den Main, Broschüre der Stadtentwässerung Frankfurt am Main
- Ternes, T. A.: Janex-Habibi, M.-L.; Knacker, T.; Kreuzinger, N.; Siegrist, H. (2004): Assessment of Technologies for the Removal of Pharmaceuticals and Personal Care Products in Sewage and Drinking Water Facilities to Improve the Indirect Potable Water Reuse (Project acronym POSEIDON) – detailed report related to the overall project duration January 1st,2001 – June 30th, 2004
- Ternes, T. (2004a): Assessment of technologies for the removal of pharmaceuticals and personal care products in sewage and drinking water facilities to improve the indirect potable water reuse. Final Report POSEIDON-Projekt. <http://www.eu-poseidon.com>
- LAWA (1991): Länderarbeitsgemeinschaft Wasser – Die Gewässergütekarte der Bundesrepublik Deutschland 1990, Hannover 1991
- LAWA (2002): Länderarbeitsgemeinschaft Wasser - Gewässergüteatlas der Bundesrepublik Deutschland – Gewässerstruktur in der Bundesrepublik Deutschland 2001. Hannover 2002
- UBA (2008): Steigerung der Energieeffizienz auf kommunalen Kläranlagen, Texte 11-08, Forschungsbericht 205 26 307, von Haberkern, B., Maier, W., Schneider, U., Dessau-Roßlau

- UBA (2012): Berichtsportal Wasserblick/BFG; Darstellung: Umweltbundesamt:
<http://www.umweltbundesamt-daten-zur-umwelt.de/umweltdaten/public/document/downloadImage.do?ident=20403> (Stand: 19.01.2012)
- Wagner, M. (1997): Abwasserreinigung- gestern, heute, morgen, Vorlesung, Darmstadt
- Wilken, R.-D. und Ternes, Th. (2001): Pharmaka- und Haushaltsrückstände in der Umwelt – Verhalten bei der Wasserwiederverwendung. *Berichte aus Wassergüte- und Abfallwirtschaft*. Heft 161, pp 155-165, TU München
- WRRL (2000): RICHTLINIE 2000/60/EG DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik

Korrespondenz an:**Prof. Dr.-Ing. Peter Cornel**

Technische Universität Darmstadt
Institut IWAR, Fachgebiet Abwassertechnik
Petersenstraße 13
64287 Darmstadt

Tel.: +49 (0)6151/ 16 2748
E-Mail: p.cornel@iwar.tu-darmstadt.de

Stand der Maßnahmen für den Gewässerschutz und Ausblick in der Schweiz

Michael Schärer, Ueli Sieber, Stephan Müller

Bundesamt für Umwelt, Schweiz

Abstract: Durch Massnahmen bei ausgewählten kommunalen Kläranlagen soll der Eintrag von Mikroverunreinigungen in die Gewässer zum Schutz der Wasserflora und -fauna und der Trinkwasserressourcen verringert werden. Zur Verankerung dieser Massnahmen in der Gesetzgebung wurde von Ende 2009 bis Ende April 2010 vom UVEK eine Anhörung zur entsprechenden Änderung der Gewässerschutzverordnung (GSchV, SR 814.201) durchgeführt. Über 80 Prozent der Stellungnahmen anerkennen, dass das Problem der Mikroverunreinigungen über einen Ausbau ausgewählter ARA gelöst werden muss. Die zentrale Forderung der Kantone und weiterer Betroffener ist jedoch eine möglichst verursachergerechte und gesamtschweizerische Finanzierungslösung für den geplanten Ausbau. Aufgrund dieser Forderungen reichte die parlamentarische Kommission UREK-SR im August 2010 die Motion („Verursachergerechte Finanzierung der Elimination von Spurenstoffen im Abwasser“) ein. Diese fordert die Schaffung der notwendigen Rechtsgrundlagen für eine möglichst verursachergerechte Finanzierung der Elimination von Spurenstoffen im Abwasser. Sie wurde vom Bundesrat zur Annahme empfohlen und von beiden Kammern des Parlamentes der Schweizerischen Eidgenossenschaft überwiesen. Mit der Annahme der Motion wurde eine wichtige Weiche für die Schaffung einer konkreten gesamtschweizerischen verursachergerechten Finanzierungslösung gestellt. Ein Inkrafttreten der notwendigen gesetzlichen Grundlagen für Massnahmen bei kommunalen Kläranlagen gegen organische Spurenstoffe kann voraussichtlich frühestens ab 2015 erwartet werden.

Key Words: Organische Spurenstoffe, Abwasser, Wasserqualität, Situationsanalyse, Massnahmen, Handlungsbedarf

1 Einleitung

Die Qualität der Fliessgewässer wird durch unterschiedliche Nutzungen und Aktivitäten beeinflusst. Der Eintrag von organischen Spurenstoffen in die Gewässer ist dabei eine der grossen aktuellen Herausforderungen an den Gewässerschutz. Eine Vielzahl von Stoffen ist in unzähligen Anwendungen in täglichem oder saisonalem Gebrauch in Landwirtschaft, Industrie, Gewerbe und Privathaushalten. Dies führt insbesondere in dicht besiedelten und intensiv genutzten Regionen zu einer stofflichen Belastung der Gewässer. In der Schweiz weist insbesondere das Mittelland eine hohe Bevölkerungsdichte von ca. 500 Einwohnern pro km² auf. In derselben Region findet sich auch eine vergleichsweise hohe landwirtschaftliche Nutzung (insbesondere Acker- und Gemüsebau). Die Belastung der Gewässer durch organische Spurenstoffe und die damit verbundenen nachteiligen Einwirkungen auf die Wasserlebewesen wurden in der Vergangenheit schon im Rahmen verschiedener nationaler (und auch internationaler) Forschungsprojekte und –programme untersucht (Trachsel (2008), Mertens (2007)).

Im Gegensatz zu organischen Pestiziden - Biozide und Pflanzenschutzmittel (PSM) - und Schwermetallen gibt es in der schweizerischen Gewässerschutzverordnung (GSchV, SR 814.201) für organische Spurenstoffe keine numerischen Anforderungswerte für eine Beurteilung der Wasserqualität. Bei der Entwässerung von Verkehrswegen sind in Vollzugshilfen schon Beurteilungsgrundlagen sowie Massnahmen zur Reduktion stofflicher Emissionen formuliert. Zur Sicherstellung des ressourcenschonenden Umgangs mit PSM in der Landwirtschaft kommen die drei zentralen Instrumente PSM-Zulassung (PSMV, SR 916.161), Chemikalien-Risikoreduktions-Verordnung (ChemRRV, SR 814.81) und die Anforderungen des ökologischen Leistungsnachweises zur Anwendung.

Für den Bereich der organischen Spurenstoffe aus dem kommunalen Abwasser fehlen in der Schweiz (wie auch international) jedoch die Grundlagen, die eine systematische Beurteilung der Belastungslage und der Notwendigkeit von allfälligen Massnahmen ermöglichen. Um diese Grundlagen zu erarbeiten und eine Strategie zur Reduktion von Mikroverunreinigungen im kommunalen Abwasser zu formulieren wurde 2006 das Projekt „Strategie Micropoll – Mikroverunreinigungen in den Gewässern“ des schweizerischen Bundesamtes für Umwelt (BAFU) gestartet (Schärer et al. (2007)).

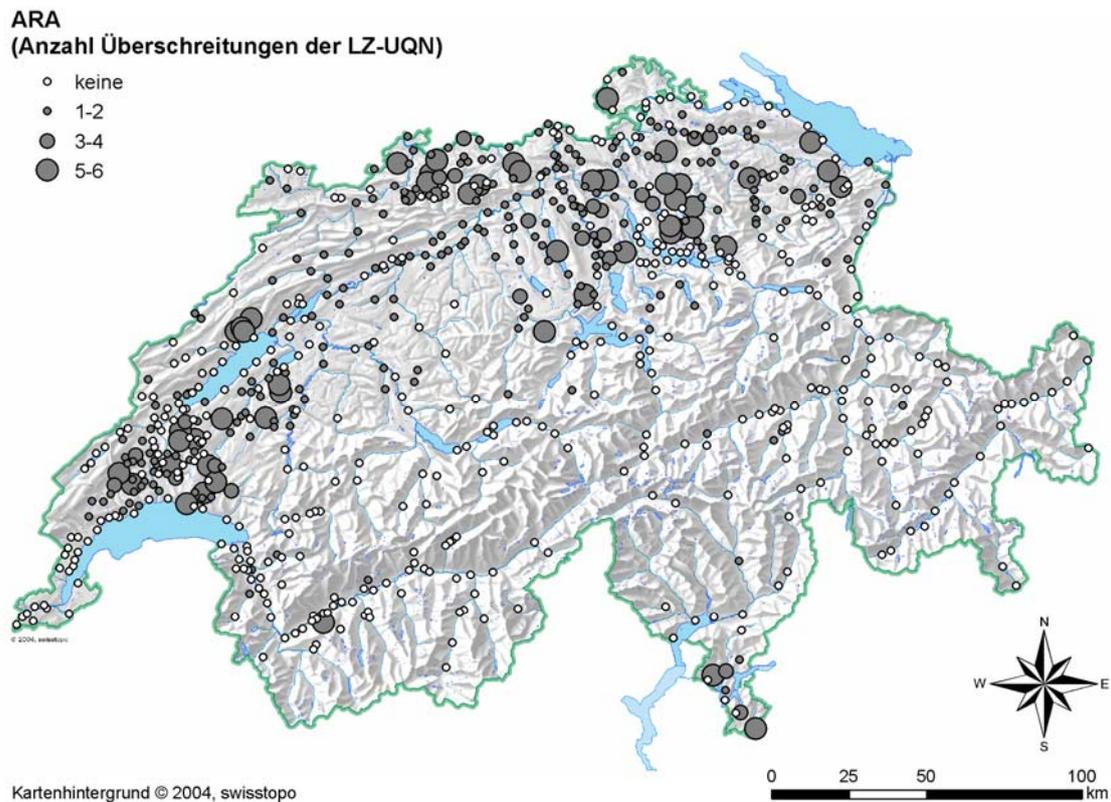


Abbildung 1: Anzahl der Überschreitungen der Qualitätskriterien für sechs Mikroverunreinigungen in verschiedenen Gewässerabschnitten der Schweiz: Es wurden die Konzentrationen von 15 organischen Spurenstoffen unterhalb kommunalen Kläranlagen bei Niedrigwasser (Q_{347}) modelliert. Maximal überschritten sechs (Azithromycin, Carbamazepin, Clarithromycin, Diazinon, Diclofenac, Ibuprofen) der 15 Stoffe das vorgeschlagene, stoffbezogene chronische Qualitätskriterium (LZ-UQN). Die höchsten Belastungen wurden in kleineren Gewässern im Schweizer Mittelland gefunden.

2 Analyse der Belastungslage

Im Rahmen des Projektes wurde eine vertiefte Analyse der Belastung der Oberflächengewässer der Schweiz durch organische Spurenstoffe aus dem kommunalen Abwasser vorgenommen (Gälli et al. (2009)). Diese Analyse umfasste eine Zusammenstellung und Auswertung von Messdaten sowie eine Schweiz-weite Bilanzierung für ausgewählte Substanzen.

Aus der Analyse der im Projekt zusammengestellten Messdaten wird ersichtlich, dass ein breites Spektrum an Stoffen mit dem gereinigten kommunalen

Abwasser in die Gewässer eingetragen wird und dort regelmässig und verbreitet im Bereich von einigen Nanogramm bis Mikrogramm pro Liter nachgewiesen wird (Götz et al. (2010a, 2010b)). Von grossem Interesse für den Gewässerschutz sind dabei biologisch aktive und schwer abbaubare Stoffe wie Arzneimittelwirkstoffe, Biozide oder endokrin wirksame Stoffe, die in besonders belasteten Gewässern in ökotoxikologisch bedenklichen Konzentrationen vorkommen können. Verschiedene Wirkstoffe werden neben dem kommunalen Abwasser auch über andere Eintragspfade in die Gewässer eingetragen. So werden die meisten Pflanzenschutzmittel hauptsächlich in der Landwirtschaft eingesetzt, viele werden jedoch bei auch regelmässig bei Messungen in Kläranlagenausläufen gefunden und nachweislich über Kläranlagen eingetragen.

In der Schweiz gibt es aktuell keine bundesweiten Monitoringprogramme, die eine umfassende Beurteilung der Wasserqualität bezüglich organischer Spurenstoffe erlauben. Um eine Gesamtübersicht über die Belastung der Fließgewässer der Schweiz zu bekommen wurden die punktuell vorliegenden Messdaten durch eine Schweiz-weite Stoffbilanzierung ergänzt (Gälli et al. (2009), Ort et al.(2009)). Die aktuellsten Berechnungen finden sich in Götz et al. (2010a, 2010b). Es zeigt sich, dass speziell in der Region des schweizerischen Mittellandes bei kleinen bis mittleren Fließgewässern mit einer ungenügenden Verdünnung des eingeleiteten gereinigten Abwassers Konzentrationen vorliegen, die ökotoxikologische Qualitätskriterien überschreiten und somit ein Risiko für Pflanzen und Tiere in den Gewässern darstellen (Abbildung 1). Für die am stärksten belasteten Gewässer kann insbesondere bei Niedrigwasser davon ausgegangen werden, dass ökotoxikologische Qualitätskriterien für verschiedene organische Spurenstoffe gleichzeitig überschritten werden (siehe Götz et al. 2010b).

In einer Messkampagne an verschiedenen Kläranlagen in der Schweiz wurden im Jahre 2010 Abwasserproben mit einer Screeningmethode über 120 organische Spurenstoffe untersucht. Dabei wurden die Befunde der Stoffbilanzierung bestätigt. In der Regel wurden von den untersuchten Substanzen um die 60-70 in allen ARA-Ausläufen nachgewiesen. Die Summe aller Konzentration im Auslauf war bei allen ARA grösser als 50 Mikrogramm pro Liter.

Prozentanteil gereinigtes Abwasser an der Abflussmenge Q347

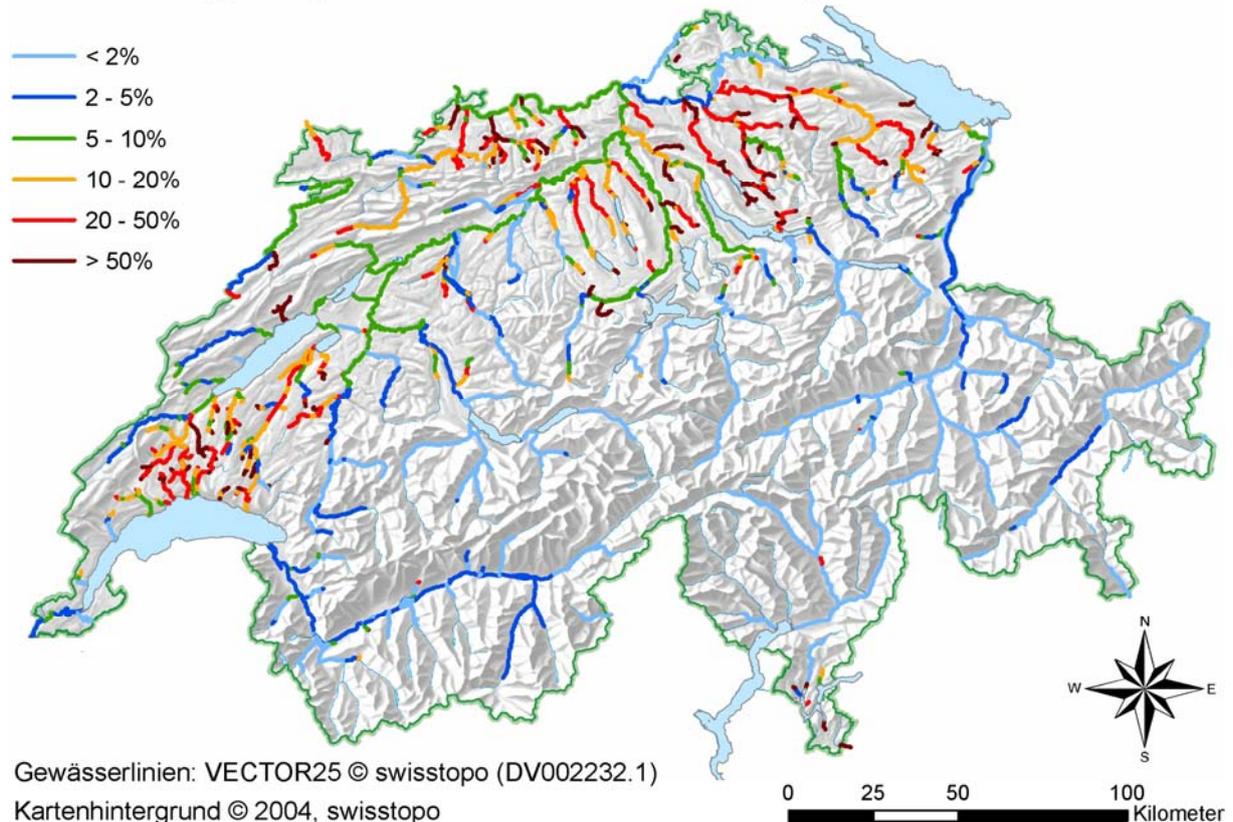


Abbildung 2: Geschätzter Anteil des biologisch gereinigtem kommunalen Abwassers bei Minimalabfluss (Q347) in Schweizer Fliessgewässern. Insbesondere in kleinen und mittleren Fliessgewässern im dicht besiedelten Schweizer Mittelland wird ein Abwasseranteil von >10% erreicht.

Es ist davon auszugehen, dass die Gesamtkonzentration an organischen Spurenstoffen (und deren Umwandlungsprodukte) deutlich höher ist. Eine frühere Studie schätzten den Anteil von organischen Spurenstoffen am refraktären Kohlenstoff im Auslauf der Kläranlagen auf über 10 %, also bis in den tiefen Milligramm pro Liter-Bereich (Schluep et al. 2006). Dies unterstreicht, dass bei einer Beurteilung der Belastung durch organische Spurenstoffe aus dem kommunalen Abwasser folglich auch die Effekte der Stoffmischungen nach Möglichkeit mitberücksichtigt werden müssen. Die Belastung der Gewässer durch diese Stoffgemische lässt sich relativ einfach über den Anteil an gereinigtem Abwasser im Gewässer abschätzen (Abb. 2). Die hohen Abwasseranteile im Fliessgewässer können auch zu einer Belastung von Trinkwasserressourcen führen. Vor allem bei Fliessgewässern auf Lockergesteins-Grundwasserleitern werden schwer abbaubare Verbindungen aus dem kommunalen Abwasser über die Uferinfiltration ins Grundwasser gelangen

(Reinhardt et al. (2010)). Auch wenn diese Stoffe nach heutigen Erkenntnissen keine Gefahr für die Gesundheit der Menschen bedeuten, stellen sie für die Trinkwasseraufbereitung eine zunehmende Herausforderung dar.

Tabelle 1 Ausgewählte Massnahmen zur Reduktion der Einträge organischer Spurenstoffe in die Gewässer und deren erwartete Wirkung

Massnahme	Erwartete Wirkung bezüglich der Gewässerbelastung mit Spurenstoffen
Regulatorische Massnahmen und Information	
Information für Hersteller und Anwender	Reduktion der Emissionen abhängig von Änderung der Verbrauchsgewohnheiten; beschränkt auf begrenzte Anzahl von Stoffen und Anwendungen
Vorschriften für die Herstellung und Verwendung von Stoffen und Produkten	Mittelfristig können die Emissionen von einer begrenzten Anzahl von Stoffen reduziert werden
Einschränkung oder Verbot von besonders umweltgefährlichen Stoffen	Geeignet, um Emissionen von einzelnen Stoffen zu reduzieren oder vollständig zu unterbinden
Organisatorische Massnahmen	
Optimierung des Abwassermanagements	Verbesserte Elimination abbaubarer Stoffe
Dezentrale Massnahmen	
Massnahmen bei Hauptemittenten	Geeignet, um Emissionen von einzelnen Stoffen bzw. Stoffgruppen zu reduzieren
Systemwechsel von der heute zentralen Abwasserbehandlung zu einem dezentralen System	Eine Vielzahl von Stoffen, die heute über das Abwasser in die Gewässer eingetragen werden, können eliminiert werden, aber Massnahmen nur langfristig umsetzbar
Zentrale Massnahmen	
Massnahmen bei Kläranlagen (z. B. Ozonung, Aktivkohlebehandlung)	Eine Vielzahl von Stoffen, die über das Abwasser eingetragen werden, können eliminiert werden

3 Beurteilung von Massnahmen

Diese Befunde der Situationsanalyse zeigen, dass insbesondere in den dicht besiedelten Regionen des schweizerischen Mittellandes Massnahmen zur Reduktion der Stoffeinträge zum Schutz der aquatischen Ökosysteme und der Trinkwasserressourcen notwendig sind. Daher wurden verschiedene Handlungsoptionen auf unterschiedlichen Ebenen zusammengestellt und beurteilt (Tabelle 1 und Gälli et al. (2009)). Die Analyse der Gewässerbelastung lässt erkennen, dass aktuell schon weitgehende regulatorische Massnahmen wie die Chemikaliengesetzgebung und die Gewässerschutzverordnung in ihrer heutigen Form zu kurz greifen und nur geeignet sind, einzelne Stoffe und Stoffgruppen zu regulieren. „Erzieherische Massnahmen“ wie Pfandsysteme, Verbraucherinformation und Anpassung von Entsorgungswegen können mithelfen, Emissionen zu reduzieren. Eine gezielte Öffentlichkeitsarbeit würde ein breites Bewusstsein für das Thema Mikroverunreinigungen bei der Industrie, beim Gewerbe (z.B. im medizinischen Bereich) und bei den Konsumenten schaffen und somit die Akzeptanz für konkrete Massnahmen erhöhen. Durch weitergehende technische Massnahmen bei Kläranlagen (z.B. Anwendung von Pulveraktivkohle oder Ozonung) bei ausgewählten kommunalen Kläranlagen kann der Eintrag von organischen Spurenstoffen (Medikamenten und Chemikalien) in die Gewässer zum Schutze der Trinkwasserressourcen und der Wasserflora und -fauna verringert werden. Ein vergleichbares Spektrum von Handlungsoptionen wurde auch durch die IKSR identifiziert, die aktuell eine Strategie bezüglich organischer Spurenstoffe (beziehungsweise Mikroverunreinigungen) aus Siedlungs- und Industrieabwässern erarbeitet (IKSR (2010a, 2010b, 2010c)).

Eine wirksame Reduktion der Belastung der Gewässer durch organische Spurenstoffe kann nur durch den Einsatz eines Spektrums von Massnahmen auf unterschiedlichen Ebenen erreicht werden. Verschiedene dieser Massnahmen werden bereits heute umgesetzt: So sind beispielsweise Apotheken verpflichtet, ungebrauchte Medikamente kostenlos zurückzunehmen. Daneben gibt es ein breites Spektrum von Möglichkeiten zur fachgerechten Entsorgung von Produkten, die problematische Stoffe enthalten. Im Weiteren werden Anwendungseinschränkungen und -verbote laufend überprüft und den neuesten Erkenntnissen und Entwicklungen angepasst. Ebenso werden in bestimmten Fällen auch Massnahmen bei Hauptemittenten umgesetzt, beispielsweise bei

Produktionsbetrieben für Arzneimittelwirkstoffe und Pflanzenschutzmittel (Bernard und Arnold (2009)).



Abbildung 3: Bei der Erfolgskontrolle zur Begleitung der grosstechnischen Pilotversuche wurden unterschiedliche trophische Ebenen und Wirkmechanismen untersucht

Weitergehende zentrale Massnahmen bei kommunalen Kläranlagen wurden im Rahmen des Projektes „Strategie Micropoll“ unter anderem in zwei grosstechnischen Versuchen intensiv untersucht. Dabei wurde die Ozonung (Versuch auf Kläranlage Wüeri in Regensdorf 2007 – 2008; Versuch auf Kläranlage Vidy in Lausanne 2009 – 2010) und die Pulveraktivkohlebehandlung (Versuch auf Kläranlage Vidy in Lausanne 2009 - 2010; Versuche auf der Kleinkläranlage der Eawag in Dübendorf 2008 - 2010) evaluiert. Die Versuche wurden durch aufwändigen Messungen mit spurenanalytischen Methoden und einem breiten Spektrum von ökotoxikologischen Testsystemen begleitet (Abegglen et al. (2009, 2012), Kienle et al. (2011), Margot et al. (2011)). So wurden beim Versuch in Lausanne insgesamt 25 unterschiedliche Biotests zur Messung toxischer Effekte angewendet. Die daraus gewonnenen Erkenntnisse lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Ein breites Spektrum von organischen Spurenstoffen konnte erfolgreich eliminiert werden (durchschnittliche Elimination über 80%).
- Es wurden mit den keine Hinweise auf eine kontinuierliche Bildung stabiler toxischer Nebenprodukte durch die Ozonung gefunden. Bei der Ozonung wird empfohlen eine geeignete zusätzliche Barriere nachzuschalten (z.B. Sandfiltration).
- Die Qualität des gereinigten Abwassers wurde durch die weitergehenden Verfahren signifikant verbessert, was zu einer Verbesserung der Qualität der Oberflächengewässer führt. In den grosstechnischen Versuchen konnte nachgewiesen werden, dass z.B. nachteilige Einwirkungen des biologisch gereinigten Abwassers auf Forellen-Embryonen durch eine Pulveraktivkohlebehandlung oder eine Ozonung praktisch vollständig eliminiert werden. Ebenso wurde die östrogene Aktivität im gereinigten Abwasser stark reduziert.

Sowohl der zusätzliche Energieverbrauch (ca. 10 - 30%) als auch die zusätzlichen Gesamtkosten sind mit 5 - 30% je nach Grösse der Kläranlage in begründeten Fällen ebenfalls vertretbar. Im Weiteren konnte gezeigt werden, dass eine Entfernung von organischen Spurenstoffen aus dem kommunalen Abwasser technisch machbar ist und dass sich die weitergehenden Verfahren je nach Situation auf der Kläranlage relativ einfach in bestehende Anlagen einbauen lassen.

4 Schlussfolgerungen und Ausblick

Das Eidgenössische Departement für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation (UVEK) hat eine entsprechende Anpassung der GSchV von Ende 2009 bis Ende April 2010 in eine Anhörung geschickt. Die Anpassung der GSchV beinhaltet im Wesentlichen emissionsseitige Anforderungen an die Elimination von organischen Spurenstoffen auf etwa einem Siebtel der kommunalen Kläranlagen in der Schweiz (Vorgabe einer Reinigungsleistung von 80% bezüglich organischer Spurenstoffe, siehe Bundesamt für Umwelt (2010)). Dabei wurden drei Kriterien definiert, bei welchen der Reinigungseffekt

der Kläranlagen durch den Einbau von technischen Verfahren gezielt verbessert werden soll:

- In ein Fliessgewässer werden bedeutende Mengen gereinigtes Abwasser eingeleitet (mehr als 10 Prozent der Wassermenge des Fliessgewässers bei Niedrigwasser) – vorrangiges Ziel: Schutz von Pflanzen und Tieren;
- Das Gewässer (Fliessgewässer oder See), in das gereinigtes Abwasser eingeleitet wird, ist für die Trinkwasserversorgung von grosser Bedeutung (Quellen, nahe gelegene Fassungen) - vorrangiges Ziel: Schutz der Ressource Trinkwasser;
- In ein Gewässer wird das gereinigte Abwasser aus einer grossen kommunalen Kläranlage eingeleitet - vorrangiges Ziel: Verringerung der Gesamtfracht und damit erhöhter Schutz für die flussabwärts gelegenen Anrainerim In- und Ausland (Nutzung des Wassers z.B. des Rheins zur Trinkwasserversorgung; Verantwortung des oberliegenden Landes).

Nach Schätzungen des BAFU wären von insgesamt über 700 Kläranlagen die 12 grössten kommunalen Kläranlagen der Schweiz sowie rund 90 mittelgrosse kommunale Kläranlagen (10'000 – 100'000 Einwohnerwerte) von diesen Kriterien betroffen und müssten mit einem weitergehenden Verfahren zur Entfernung organischer Spurenstoffe ausgerüstet werden. Spezifische dezentrale und organisatorische Massnahmen im Rahmen der bestehenden Gesetzgebung leisten einen wichtigen zusätzlichen Beitrag zur Lösung des Problems der Mikroverunreinigungen in Gewässern.

Auf diese Weise soll die Qualität der Gewässer weiter verbessert und eine wirksame Verringerung der Einträge von Spurenstoffen in unsere Gewässer erreicht werden. Nachteilige Effekte auf empfindliche Pflanzen und Tiere in Gewässern werden an kritischen Gewässerabschnitten beseitigt. Die Trinkwasservorkommen würden ausreichend geschützt. Insgesamt würde damit das Abwasser von 3,7 Millionen Einwohnern – das entspricht rund der Hälfte der Schweizer Bevölkerung – mit einem weitergehenden Verfahren behandelt werden. Die zu erwartenden Investitionskosten umfassen rund 1.2 Mrd. CHF. Dies erscheint hoch, ist jedoch eine vertretbare Investition gemessen am Wiederbeschaffungswert der schweizerischen Abwasserinfrastruktur von schätzungsweise 100 Mrd. CHF.

Die Anhörung zur Änderung der GSchV wurde am 30. April 2010 mit 82 eingegangenen Stellungnahmen abgeschlossen und anschliessend ausgewertet. Über 80 Prozent der Stellungnahmen anerkennen, dass das Problem der Mikroverunreinigungen gelöst werden muss. Das Konzept des problemorientierten Massnahmenpakets und des selektiven Ausbaus der kommunalen Kläranlagen wird ebenfalls breit unterstützt (BAFU (2010)).

In den Stellungnahmen werden folgende wichtigen Hauptkritikpunkte und Forderungen vorgebracht:

Die zentrale Forderung der Kantone sowie verschiedener Parteien und Interessengruppen ist eine schweizweite Finanzierungslösung für den geplanten Ausbau. Im Weiteren wurde in vielen Stellungnahmen eine bundesweit koordinierte Planung des Ausbaus gefordert sowie weitere grosstechnische Versuche zur Technologieerprobung bevor in der Schweiz eine grössere Anzahl ARA ausgebaut wird.

Die Kommission für Umwelt, Raumplanung und Energie (UREK-S) des Ständerates (kleine Kammer des Parlaments der Schweizerischen Eidgenossenschaft) wurde eingehend über die Resultate der Anhörung informiert. Sie beschloss einstimmig, die Motion „Verursachergerechte Finanzierung der Elimination von Spurenstoffen im Abwasser“ (Motion 10.3635) einzureichen. Darin fordert die Kommission, dass der Bundesrat (Bundesregierung der Schweizerischen Eidgenossenschaft) die Rechtsgrundlagen für eine möglichst verursachergerechte Finanzierung der Elimination von Spurenstoffen im Abwasser schaffen soll.

Der Bundesrat beantragte die Annahme der Motion. Der Ständerat stimmte der Motion am 28. September 2010 zu. Der Nationalrat (grosse Kammer des Parlaments der Schweizerischen Eidgenossenschaft) hat die Motion als Zweitrat am 15. März 2011 ebenfalls mit 116 zu 44 Stimmen angenommen.

Mit der Annahme der Motion wurde eine wichtige Weiche für die Schaffung einer konkreten gesamtschweizerischen verursachergerechten Finanzierungslösung gestellt. Die Arbeiten erfolgen nun gemeinsam mit verschiedenen Partnern aus der Bundesverwaltung, der Kantone, der ARA-Betreiber, der Industrie der interessierten Verbände und der Forschung. Richtungsweisend dabei sind neben der Motion auch die zahlreichen Stellungnahmen im Rahmen

der Anhörung zur Änderung der Gewässerschutzverordnung. Ein Inkrafttreten der notwendigen gesetzlichen Grundlagen nach Behandlung durch die Eidgenössischen Räte kann voraussichtlich frühestens ab 2015 erwartet werden.

Neben den Inhalten zur Beantwortung der Motion werden auch Lösungen für die anderen Hauptkritikpunkte der Anhörung erarbeitet. Die bundesweite Koordination der Planung wird über die Finanzierung sichergestellt. Die Forderung nach weiterer Technologieerprobung wird bereits heute durch eine Arbeitsgruppe "Verfahrenstechnik Mikroverunreinigungen" im Kompetenzzentrum Abwasserreinigung (CC ARA) des Verbandes der Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute (VSA) angegangen. Dazu wird eine Analyse der aktuellen Situation im Bereich der Mikroverunreinigungen aus diffusen Quellen erarbeitet. Diese Analyse soll aktuelle Grundlagen für eine Gesamtbetrachtung liefern.

5 Literatur

- Abegglen, C. et al. (2009) Ozonung von gereinigtem Abwasser, Schlussbericht Pilotversuch Regensdorf, Publikation zum Projekt "Strategie MicroPoll", Eawag: Dübendorf
- Abegglen C., Siegrist H. 2012: Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser. Verfahren zur weitergehenden Elimination auf Kläranlagen. Bundesamt für Umwelt, Bern, Umwelt-Wissen (Publikation im Frühjahr 2012, dann verfügbar auf www.bafu.admin.ch)
- Bundesamt für Umwelt (2010) Eintrag von organischen Spurenstoffen in die Gewässer - Änderung der Gewässerschutzverordnung (GSchV) - Auswertung der Anhörung zur Änderung der GSchV, Bundesamt für Umwelt, Schweiz, <http://www.news.admin.ch/NSBSubscriber/message/attachments/20488.pdf>. siehe auch www.bafu.admin.ch/micropoll
- Bernard, M., Arnold, C. (2009) Micropolluants dans les eaux du Rhône. Rapports de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman contre la pollution, campagne 2008.
- Gälli, R., C. Ort, M. Schärer (2009). Mikroverunreinigungen in den Gewässern – Bewertung und Reduktion der Schadstoffbelastung aus der Siedlungsentwässerung. Umwelt-Wissen Nr. 17/09. Bundesamt für Umwelt, Bern. 103 S.
- Götz, C., R. Kase, C. Kienle, J. Hollender (2010a) Beurteilung von Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser, Gas Wasser Abwasser 7.
- Götz, C.W., R. Kase und J. Hollender (2010b). „Mikroverunreinigungen - Beurteilungskonzept für organische Spurenstoffe aus kommunalem Abwasser“. Studie im Auftrag des BAFU. Eawag, Dübendorf. Verfügbar auf

- http://www.oekotoxzentrum.ch/expertenservice/qualitaetskriterien/doc/Bericht_Beurteilungskonzept.pdf
- IKSR (2010a) Strategie Mikroverunreinigungen - Strategie für die Siedlungs- und Industrieabwässer. Fachbericht Nr. 181 (verfügbar auf <http://www.iksr.org/index.php?id=128>), sowie weitere Auswertungsberichte.
- IKSR (2010b) Auswertungsbericht Humanarzneimittel. Fachbericht Nr. 182 (verfügbar auf <http://www.iksr.org/index.php?id=128>), sowie weitere Auswertungsberichte.
- IKSR (2010c) Auswertungsbericht Biozide und . Fachbericht Nr. 183 (verfügbar auf <http://www.iksr.org/index.php?id=128>), sowie weitere Auswertungsberichte.
- Kienle, C., Kase, R., Werner, I. (2011). Evaluation of bioassays and wastewater quality. In vitro and in vivo bioassays for the performance review in the Project "Strategy MicroPoll". Summary. Swiss Centre for Applied Ecotoxicology, Eawag-EPFL, Duebendorf. verfügbar auf:
http://www.oekotoxzentrum.ch/dokumentation/berichte/doc/Bericht_Micropoll.pdf
- Margot, J., A. Magnet, D. Thonney, N. Chèvre, F. de Alencastro, L. Rossi (2011). Traitement des micropolluants dans les eaux usées – Rapport final sur les essais pilotes à la STEP de Vidy (Lausanne). Ed. Ville de Lausanne.
- Mertens, M. (2007) Gesunde Fische in unseren Fliessgewässern – 10-Punkte-Plan. Herausgeber: Fischnetz+, Eawag: Das Wasserforschungs-Institut des ETH-Bereichs, Bundesamt für Umwelt, Bern
- Ort, C.; Hollender, J.; Schaerer, M.; Siegrist, H. R. Model-Based Evaluation of Reduction Strategies for Micropollutants from Wastewater Treatment Plants in Complex River Networks. Environmental Science & Technology 2009, 43 (9), 3214–3220
- Reinhardt, M., Tremp, J., Zoller, O., Rupp, H., Hoehn, E. (2010) Perfluorierte Chemikalien im Grundwasser – Grundlagen und Pilotstudie Schweiz. Gas Wasser Abwasser (11).
- Schärer, M., U. Sieber, S. Müller (2007) Mikroverunreinigungen: Erarbeitung einer Strategie. Gas Wasser Abwasser 11
- Schluop M., Thomann M., Häner A., Gälli R. (2006): Organische Mikroverunreinigungen und Nährstoffhaushalt. Eine Standortbestimmung für die Siedlungswasserwirtschaft. Umwelt-Wissen Nr. 0614. Bundesamt für Umwelt, Bern. 238 S.
- Trachsel, M. (2008) Konsensplattform "Hormonaktive Stoffe in Abwasser und Gewässern", Schlussdokument Nationales Forschungsprogramm "Hormonaktive Stoffe": Basel. p. 15.

Korrespondenz an:

Dr. Michael Schärer

Bundesamt für Umwelt
CH-3003 Bern

Tel +41 (0)31 324 79 43
E-Mail michael.schaerer@bafu.admin.ch

Stand und Zukunft des Benchmarkings auf österreichischen Kläranlagen

Stefan Lindtner, Julia Haslinger

Ingenieurbüro kaltesklareswasser

Abstract: Nach Abschluss des Benchmarking-Forschungsprojekts im Jahr 2001 wurde eine Methode für den technisch-wirtschaftlichen Vergleich von Kanal- und Kläranlagen vorgestellt. Auf Basis der entwickelten Methode wurde 2003 eine Benchmarking-Internetplattform für den kontinuierlichen Vergleich von Kanal- und Kläranlagen in Betrieb genommen. Seither wurde die Plattform von 81 kommunalen und 3 industriellen Kläranlagen zur Betriebsoptimierung genutzt. Dieser Beitrag gibt einen Überblick über den Stand des vom Österreichischen Wasser- und Abfallwirtschaftsverband (ÖWAV) organisierten Benchmarkings, zeigt den organisatorischen Ablauf des Abwasserbenchmarkings auf und fasst die wesentlichsten Ergebnisse nach acht Jahren Kläranlagenbenchmarking zusammen. Aufbauend darauf werden Benchmarking-Kostenkurven vorgestellt, die eine bereits umgesetzte methodische Weiterentwicklung darstellen. Abschließend werden zukünftig mögliche Weiterentwicklungen des Kläranlagenbenchmarkings diskutiert.

Key Words: Benchmarking, Betriebsoptimierung, Betriebskosten, Kennzahlen

1 Einleitung

Benchmarking in der Abwasserwirtschaft hat in Österreich mit einem Forschungsprojekt, bei dem 76 Kanal- und Kläranlagen analysiert wurden, begonnen. Die im Rahmen dieses Forschungsprojektes (die Datenbasis waren die Zahlen des Geschäftsjahres 1999) entwickelte Benchmarking-Methode wird, beginnend mit den Zahlen des Geschäftsjahres 2003, nun schon das achte Jahr mithilfe einer Internetplattform umgesetzt. Einige Anlagen nützen das Angebot zur einmaligen Standortbestimmung, andere schätzen die detaillierten

Auswertungen, die Fachgespräche im Zuge der Berichtsbesprechung und der Workshops und nehmen das Angebot jährlich in Anspruch.

Tabelle 1 gibt einen Überblick über die seit 2003 am Kläranlagenbenchmarking teilgenommenen kommunalen Kläranlagen und stellt diese allen in Österreich betriebenen Kläranlagen, nach Ausbaugröße gruppiert, gegenüber. Wie der Tabelle entnommen werden kann, weist der Großteil der Teilnehmer eine Kapazität von mehr als 10.000 EW-Ausbau auf. Die größte Repräsentanz ist mit rund 40 Prozent aller österreichischen Kläranlagen bei den Größengruppen zwischen 20.000 und 50.000 EW-Ausbau sowie bei den Kläranlagen zwischen 100.000 und 1.000.000 EW-Ausbau gegeben. Aber auch bei den Größengruppen 10.000 bis 20.000 EW-Ausbau und 50.000 bis 100.000 EW-Ausbau hat bereits jede fünfte Kläranlage am Benchmarking teilgenommen. Bezogen auf die Größengruppe mit einer Ausbaupkapazität zwischen 10.000 und 1.000.000 EW-Ausbau, die beim Kläranlagenbenchmarking bisher im Mittelpunkt stand, wurden in den vergangenen Jahren (2003 bis 2010) 37 Prozent der österreichischen Kläranlagenkapazität bzw. 29 % der Anzahl an Kläranlagen beim ÖWAV-Kläranlagenbenchmarking analysiert.

Tabelle 1: Anteil der Benchmarkingteilnehmer an allen kommunalen Kläranlagen Österreichs *) Lebensministerium (2010)

Kläranlagengröße	ARAs in Österreich *)		Benchmarking		Teilnehmer in % der	
	EW-Ausbau	Anzahl	EW-Ausbau	Anzahl	EW-Ausbau	Anzahl
≥ 2.000 bis < 10.000	1.597.654	355	7.500	2	0%	1%
≥ 10.000 bis < 20.000	1.160.042	86	220.200	16	19%	19%
≥ 20.000 bis < 50.000	3.861.228	124	1.525.225	46	40%	37%
≥ 50.000 bis < 100.00	2.265.720	34	495.500	7	22%	21%
≥ 100.000 bis < 1.000.000	7.210.650	32	3.077.500	12	43%	38%
≥ 1.000.000	4.000.000	1	0	0	0%	0%
Summe	20.095.294	632	5.325.925	83	27%	13%
≥ 10.000 bis 1.000.000	14.497.640	276	5.318.425	81	37%	29%

Das bis dato verwendete Prozessmodell für das ÖWAV-Kläranlagenbenchmarking ermöglicht es, Anlagen unterschiedlicher Verfahrensweisen miteinander vergleichen zu können. Dabei werden vier Hauptprozesse und zwei Hilfsprozesse (vergleiche Tabelle 2) definiert, die bei großen Kläranlagen wiederum in Teilprozesse untergliedert werden. Durch die klare Definition von Prozessen können unterschiedliche Anlagen zumindest auf Prozessebene miteinander verglichen werden.

Tabelle 2: Prozessmodell der Abwasserreinigungsanlage

Kläranlage					
Prozess 1	Prozess 2	Prozess 3	Prozess 4	Hilfsprozesse I	Hilfsprozesse II
mechanische Vorreinigung	mechanisch-biologische Abwasserreinigung	Schlamm-eindickung & -stabilisierung	weitergehende Schlammbehandlung	Labor Verwaltung Infrastruktur	Fuhrpark Werkstätte

Für jeden dieser sechs Prozesse werden prozessorientierte Kennzahlen berechnet, wobei der Fokus gegenwärtig auf der Berechnung von spezifischen Kostenkennzahlen liegt. Für jeden Prozess bzw. Hilfsprozess sowie für die Gesamtkläranlage werden die spezifischen Kosten der in Tabelle 3 angeführten sechs Hauptkostenarten berechnet.

Tabelle 3: Berechnung von sechs Hauptkostenarten der einzelnen Prozesse

Gesamtkläranlage, Prozesse 1-4 und Hilfsprozesse					
Material- und Stoffkosten	Personal-kosten	Leistungen durch Dritte	Energie-kosten	Reststoff-kosten	sonstige Kosten

Diese grundsätzlich bewährte Methode und die Gestaltung der Berichte wurden in den vergangenen acht Jahren nicht verändert bzw. nur auf Anregung von Benchmarkingteilnehmern geringfügig modifiziert.

Die in den vergangenen Jahren gewonnenen Erfahrungen und die über Jahre gewonnene Datenfülle erlauben es nun, methodische Weiterentwicklungen durchzuführen. Im Folgenden wird die gegenwärtige organisatorische Praxis dargelegt und die wesentlichsten Ergebnisse des Kläranlagenbenchmarkings zusammengefasst und bereits umgesetzte und mögliche Weiterentwicklungen werden vorgestellt.

2 Organisatorischer Ablauf des Kläranlagenbenchmarkings

2.1 Anmeldung und Vor-Ort-Besuch

Neue Teilnehmer erhalten nach erfolgter Anmeldung die Zugangsdaten zur Benchmarking-Internetplattform. Für neue Teilnehmer ist sowohl ein Vor-Ort-Besuch vom kaufmännischen Benchmarking-Plattform-Verantwortlichen als auch von einem Techniker vorgesehen. Der kaufmännische Experte (Fa. Quantum) definiert die Schnittstellen, sodass die Buchhaltungsdaten automatisiert in die Datenbank der Benchmarking-Internetplattform (BM-IP) übernommen werden können.

Vor dem Besuch des Technikers sollten die Stamm- und Betriebsdaten vom Kläranlagenbetreiber via BM-IP eingegeben worden sein. Beim Vor-Ort-Besuch werden die Daten vervollständigt und das Verfahrensschema der Kläranlage aufgenommen, um genug Informationen für die darauffolgende Plausibilitätsprüfung mittels Massenbilanzen zu haben. Ein weiterer wesentlicher Punkt ist die Erläuterung des Prozessmodells (vier Hauptprozesse und zwei Hilfsprozesse; bei großen ARAs Untergliederung in Teilprozesse) und die Aufteilung der Personalstunden sowie des Energieverbrauchs auf die Prozesse.

2.2 Plausibilitätsprüfung

Darunter versteht man die Prüfung der technischen Stamm- und Betriebsdaten je Teilnehmer mithilfe eines Exceltools, wobei die zur Plausibilitätsprüfung notwendigen Daten direkt aus der Datenbank der BM-IP abgerufen werden. Dieses Exceltool dient der Prüfung der Daten auf Vollständigkeit, berechnet technische Kennzahlen und vergleicht diese mit Erfahrungswerten und erstellt für TS/oTS, CSB, GesN und GesP jeweils eine Massenbilanz der Gesamtanlage. Das Ergebnis der Plausibilitätsprüfung wird dem Kläranlagenbetreiber in einem Evaluierungsprotokoll mitgeteilt und um Änderung bzw. falls notwendig um Ergänzung der betreffenden Daten gebeten.

2.3 Erstellung des Rohberichtes

Erst nach Abschluss der Plausibilitätskontrolle werden die technischen Daten mit den kaufmännischen Daten verknüpft und die Berechnung eines umfangreichen Kennzahlensets (spezifische Kosten, aber auch andere Kennzahlen) mithilfe der BM-IP durchgeführt. Wurde von allen Teilnehmern die Kennzahlenberechnung durchgeführt, können die Benchmarks je Gruppe und Prozess vergeben werden und die automatisierte Erstellung der Rohberichte kann erfolgen.

2.4 Besprechung des Rohberichtes

Aufgrund des Umfangs und der Komplexität des Rohberichtes hat es sich bewährt, dass der Rohbericht mit den Geschäftsführern und/oder Betriebsleitern der Kläranlage im Detail besprochen wird. Vor der Besprechung der spezifischen Kosten werden die Ergebnisse der technischen Datenprüfung und die Bilanzergebnisse erläutert. Beim wirtschaftlichen Vergleich ist zumeist die Positionierung des Teilnehmers innerhalb der Gruppe von zentralem Interesse. Deshalb haben sich als zentrales Element bei der Rohberichtsbesprechung die sogenannten Box-Charts bewährt, da diese einen sehr raschen Überblick der Positionierung innerhalb der Gruppe erlauben.

Box-Charts werden für die sechs Hauptkostenarten der Gesamtkläranlage und für die sechs, beim Benchmarking untersuchten, (Hilfs-)Prozesse der Kläranlage ausgewiesen. Mithilfe dieser Darstellungsform der spezifischen Kosten je Prozess können Abweichungen vom Gruppenergebnis identifiziert werden. Bei Abweichungen werden mögliche Gründe mit der Betriebsleitung besprochen und Maßnahmen zur Verbesserung diskutiert. Die konkrete Umsetzung und die Ausgestaltung von Maßnahmenplänen bleiben in der Verantwortung der Betreiber.

Die Besprechung des Rohberichtes gibt auch die Gelegenheit, mögliche Irrtümer und Unklarheiten richtig zu stellen. Es hat sich daher bewährt, bereits den Rohbericht zu besprechen, da zumeist dieser erste Bericht von den Anlagenbetreibern sehr genau durchgearbeitet wird und noch die Möglichkeit besteht, vor dem Endbericht Korrekturen vorzunehmen.

2.5 Workshop und Endbericht

Nach der Besprechung aller Rohberichte Vor-Ort werden die Kläranlagenbetreiber zur Teilnahme an nach Größengruppen organisierten Workshops eingeladen. Da die Workshops zumeist auf den Benchmarkkläranlagen durchgeführt werden, besteht die Möglichkeit, die besten Kläranlagen kennen zu lernen und den Betreibern dieser Anlagen Fragen zu stellen. Zusätzlich werden bei den Workshops jedes Jahr andere Schwerpunktthemen (z.B. Energie, Schlamm Entsorgung, Personal etc.) behandelt.

Abschließend, zumeist mit Jahresende, erhält jeder Teilnehmer einen dreiteiligen Endbericht. Der Endbericht besteht aus einem Individualbericht, einem Kennzahlenbericht und den individuellen Interpretationen. Der Individualbericht und der Kennzahlenbericht werden automatisiert mit der BM-IP erstellt und stellen die Ergebnisse des Teilnehmers im Vergleich mit der Benchmark bzw. der Gruppe dar. Bei den individuellen Interpretationen erhält jede Kläranlage eine Zusammenfassung der technischen Datenprüfung und eine Interpretation der Ergebnisse je Prozess in kurzer und übersichtlicher Form.

3 Ergebnisse der Datenauswertung 2003 bis 2010

Die im Folgenden dargestellten Ergebnisse des ÖWAV-Kläranlagenbenchmarkings basieren auf Daten von 81 kommunalen Kläranlagen aus den Geschäftsjahren 2003 bis 2010. Bei der Auswertung nicht berücksichtigt wurden die Zahlen von drei Industriekläranlagen, welche ebenfalls am Benchmarking teilgenommen haben. Für einen korrekten Vergleich wurden alle Kosten auf das Geschäftsjahr 2010 hochgerechnet, wobei ein Mischindex aus Großhandels- und Tariflohnindex verwendet wurde. Bei Kläranlagen, die in mehreren Jahren am Benchmarking teilgenommen haben, wurde ein Mittelwert der indexierten Kosten gebildet.

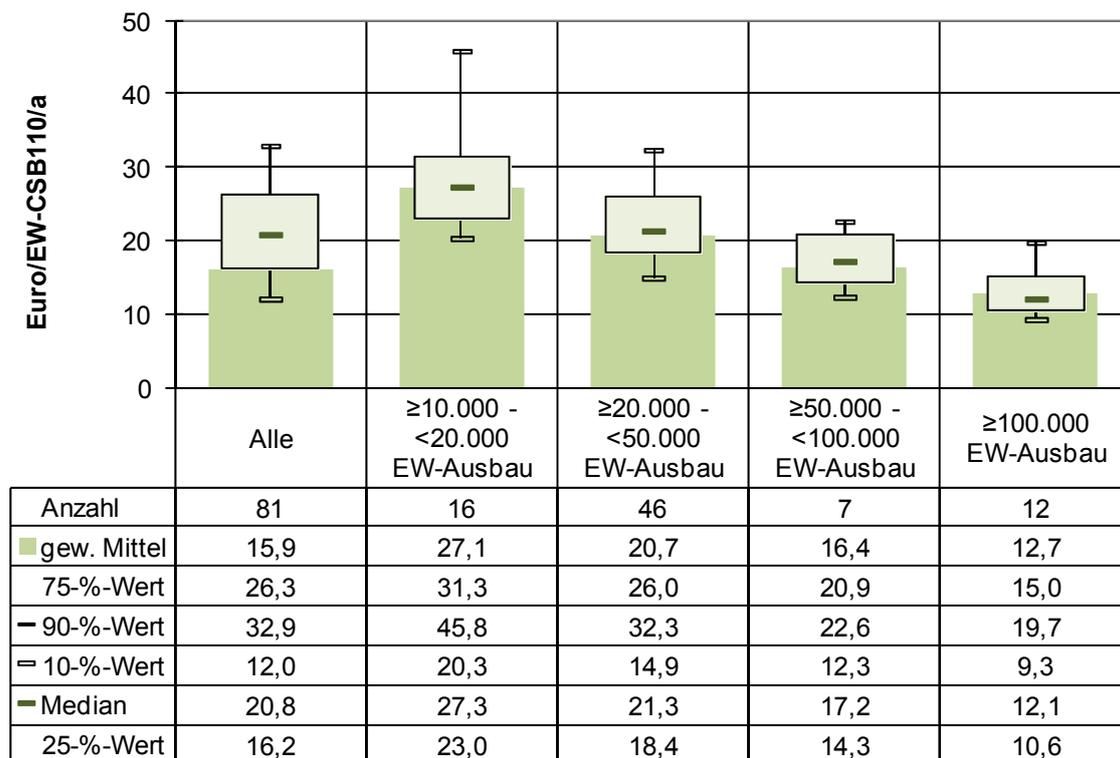


Abbildung 1: Spezifische Betriebskosten der Kläranlagen gruppiert nach der Ausbaugröße

Der hellgrüne Box-Körper wird begrenzt durch den 75%-Perzentilwert (oben) und den 25%-Perzentilwert (unten). Die dunkelgrüne horizontale Linie im Box-Körper entspricht dem Median der Gruppe. Schwarze, vertikale Antennen zeigen 90%-Perzentilwert (oben) und 10%-Perzentilwert (unten). Die mittelgrünen Säulen repräsentieren den gewichteten Mittelwert je Gruppe.

Abbildung 1 zeigt die Kläranlagenbetriebskosten der vier Größengruppen sowie aller Kläranlagen. Neben den Perzentilwerten und dem Median wurde auch der gewichtete Mittelwert je Gruppe berechnet. Der gewichtete Mittelwert der spezifischen Betriebskosten wurde aus der Summe aller Betriebskosten je Gruppe, dividiert durch die Summe der Einwohnerwerte je Gruppe, berechnet. Im Gegensatz dazu ist der Median der Gruppe der mittlere Wert der spezifischen Betriebskosten der Gruppe. Da der Median der vier Größengruppen und das gewichtete Mittel in etwa gleich sind, kann von jeweils homogenen Gruppen und einer guten Wahl der Gruppengrenzen ausgegangen werden. Im Vergleich dazu liegt das gewichtete Mittel aller Kläranlagen bei 15,9 €/EW-CSB110/a, der

Median jedoch bei 20,8 €/EW-CSB110/a. Diese Zahlen zeigen, dass die niedrigeren spezifischen Betriebskosten der großen Kläranlagen bei der Berechnung des gewichteten Mittelwertes entsprechend zum Tragen kommen. Abbildung 1 belegt die ohnedies mehrfach veröffentlichte Tatsache, dass bei Kläranlagen ≥ 100.000 EW-Ausbau im Mittel 12,7 €/EW-CSB110/a an Betriebskosten anfallen. Bei den Kläranlagen mit einer Ausbaugröße zwischen 20.000 und 50.000 EW-Ausbau fallen mit 20,7 €/EW-CSB110/a um 8 €/EW-CSB110/a höhere Betriebskosten an. Die Daten dieser Gruppe sind aufgrund der Teilnehmeranzahl von 46 Kläranlagen am besten abgesichert. Die Daten der Gruppe zwischen 50.000 und 100.000 EW-Ausbau sind aufgrund der geringen Teilnehmeranzahl von nur 7 Teilnehmern wenig repräsentativ.

Tabelle 4: Gewichteter Mittelwert der spezifischen Betriebskostenarten je Gruppe

Euro/EW-CSB110/a	Alle	≥ 10.000 - < 20.000 EW-Ausbau	≥ 20.000 - < 50.000 EW-Ausbau	≥ 50.000 - < 100.000 EW-Ausbau	≥ 100.000 EW-Ausbau
Personalkosten	5,3	9,8	7,4	5,9	3,9
Leistungen Dritter	2,6	3,8	2,8	2,7	2,3
sonstige Kosten	1,1	1,5	1,3	1,3	0,9
Materialkosten	2,2	3,2	2,7	2,8	1,8
Energiekosten	1,9	5,6	3,2	1,6	1,0
Reststoffkosten	2,9	3,2	3,2	2,0	2,8
Betriebskosten	15,9	27,1	20,7	16,4	12,7

In Tabelle 4 sind die spezifischen Kosten der sechs Hauptkostenarten je Gruppe als gewichtete Mittelwerte dargestellt. Abbildung 2 zeigt die aus Tabelle 4 abgeleitete prozentuelle Verteilung der Kosten auf die Hauptkostenarten je Gruppe sowie aller untersuchten Kläranlagen. Aus den Zahlen der Tabelle 4 kann abgeleitet werden, dass mit zunehmender Kläranlagengröße vor allem die spezifischen Personalkosten sinken. Bei den Kläranlagen zwischen 50.000 und 100.000 EW-Ausbau muss hinzugefügt werden, dass von den 7 Kläranlagen dieser Gruppe 2 Anlagen eine eigene Klärschlammkompostierung betreiben und daher die Personalkosten dementsprechend höher und die Entsorgungskosten geringer ausfallen. Aufgrund der geringen Teilnehmeranzahl in dieser

Größengruppe schlagen die Ergebnisse dieser beiden Anlagen auf die Gruppenergebnisse durch. Dies ist auch in der prozentuellen Verteilung in Abbildung 2 deutlich sichtbar. Neben den spezifischen Personalkosten tragen vor allem die geringeren spezifischen Energiekosten zur Betriebskostenreduktion mit zunehmender Kläranlagengröße bei. Vergleicht man Kläranlagen mit einer Ausbaugröße zwischen 20.000 und 50.000 EW-Ausbau mit Kläranlagen ≥ 100.000 EW-Ausbau, so weisen große Kläranlagen etwa halb so hohe spezifische Personalkosten auf und die spezifischen Energiekosten liegen bei rund einem Drittel der Energiekosten kleinerer Anlagen. Der Personalbedarf steigt nicht linear mit der Ausbaugröße an. Dieser Erfahrungswert lässt sich beim Benchmarking vor allem durch sinkende spezifische Personalkosten für Labor und Verwaltung erklären. Bei den Energiekosten spielt einerseits die Tatsache, dass kleine Kläranlagen vermehrt eine aerobe Schlammstabilisierung aufweisen eine Rolle, andererseits kommen bei größeren Kläranlagen BHKWs mit zumeist höherem elektrischen Wirkungsgrad zur Eigenstromerzeugung zum Einsatz.

In Abbildung 2 wurden die von der Ausbaugröße abhängigen Kostenarten (= Personalkosten, Kosten für Leistungen Dritter und sonstigen Kosten) als ein Block der Torte dargestellt und die von der Zulauffracht abhängigen drei Kostenarten als einzelne Stücke. Da die Kostenartenverteilung der 7 Kläranlagen zwischen 50.000 und 100.000 EW-Ausbau nicht repräsentativ ist, werden diese in der Diskussion der Kostenartenverteilung nicht weiter berücksichtigt.

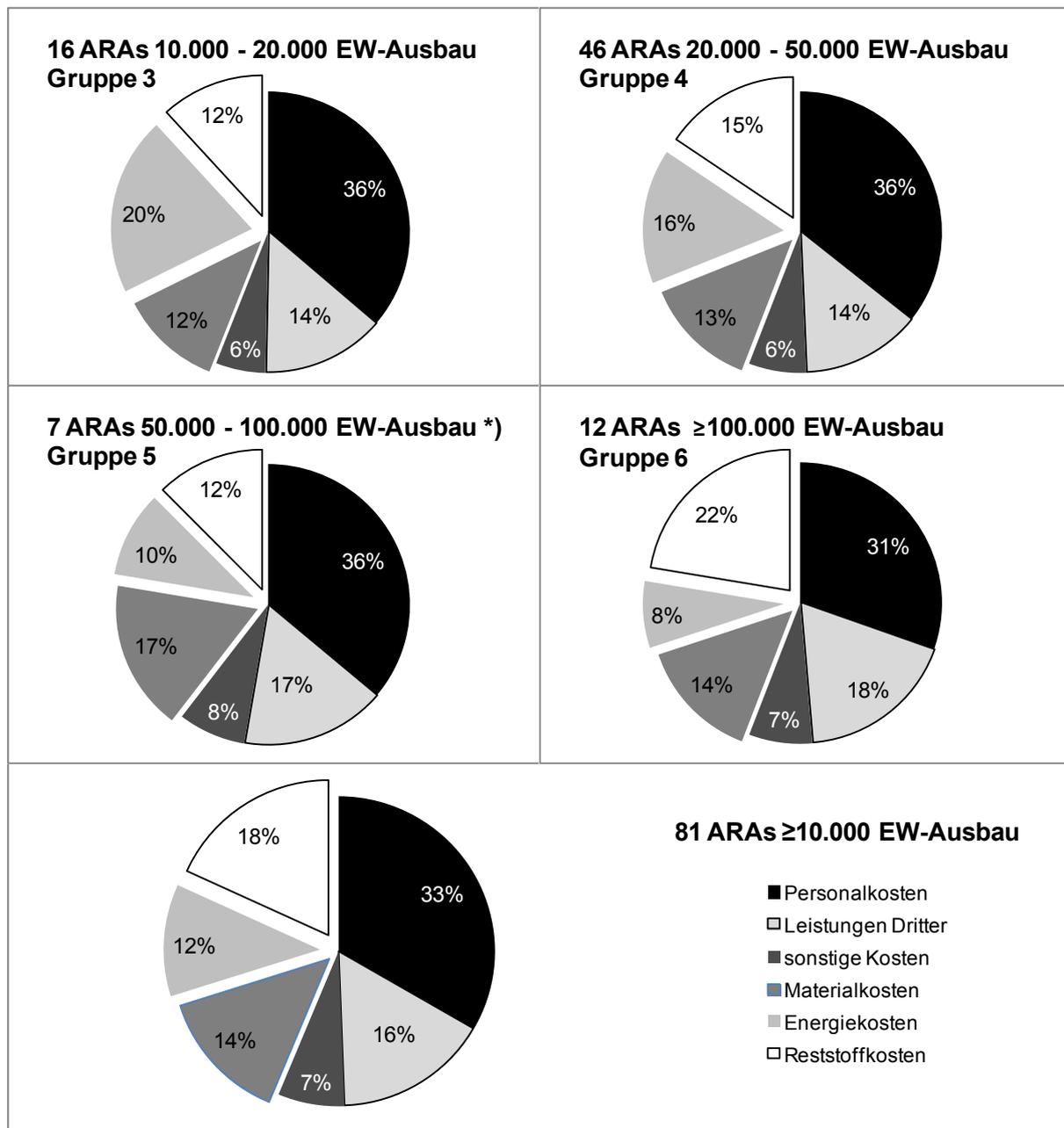


Abbildung 2: Verteilung der Kostenarten gruppiert nach der Ausbaugröße

*) Aufgrund der geringen Teilnehmeranzahl und der Besonderheit (Klärschlammkompostierung) von zwei Kläranlagen dieser Gruppe ist die Verteilung der Kostenarten nicht repräsentativ

Der prozentuelle Anteil der von der Ausbaukapazität abhängigen Kostenarten liegt bei den Größengruppen 3, 4 und 6 bei 56 Prozent der Betriebskosten. Bei der nicht repräsentativen Größengruppe 5 liegt dieser prozentuelle Anteil bei 61 Prozent. Bei einem prozentuell etwa gleichen Anteil der sonstigen Kosten (6

bis 8 Prozent) und sinkendem Personalkostenanteil steigt der prozentuelle Anteil der Kosten für Leistungen durch Dritte mit steigender Kläranlagengröße. Analog dazu liegen die Material- und Stoffkosten unabhängig von der Kläranlagengröße bei 12 bis 17 Prozent, der prozentuelle Anteil der Energiekosten sinkt und jener der Reststoffkosten steigt mit der Kläranlagengröße. In Summe liegt der prozentuelle Anteil der von der Zulauffracht abhängigen Kostenarten bei den Größengruppen 3, 4 und 6 bei 44 Prozent, bei der Größengruppe 5 liegt dieser Anteil bei 39 Prozent.

3.1 Energiekosten und –verbrauch

Die elektrischen Energiekosten von Kläranlagen werden von den drei Faktoren Energieverbrauch, Eigenstromerzeugung und Kosten je Kilowattstunde bestimmt.

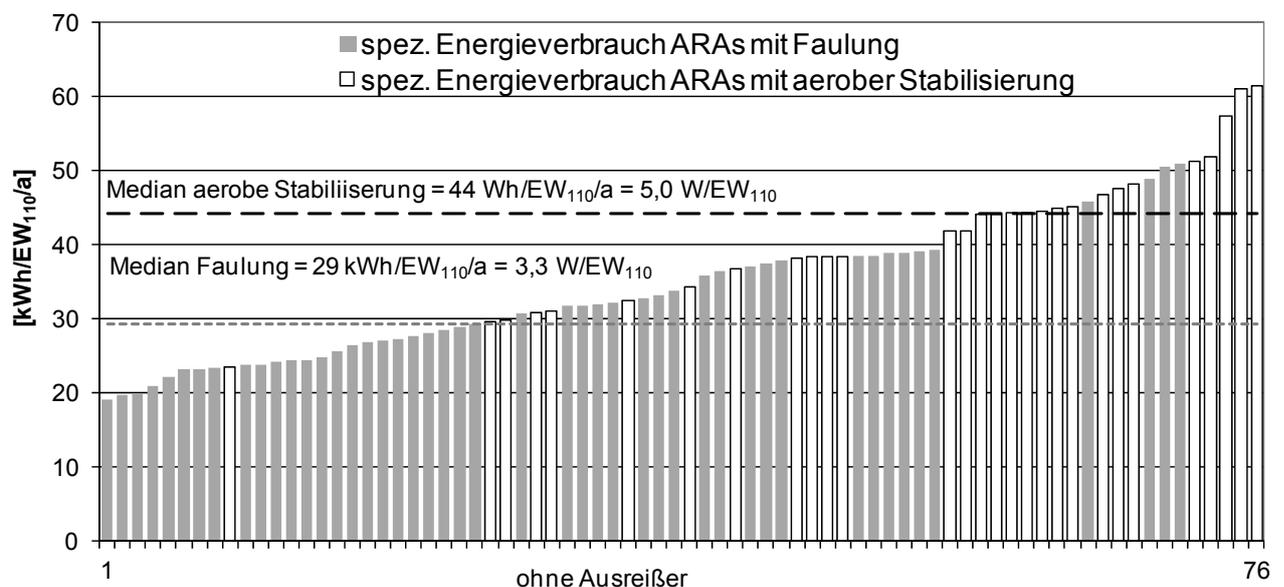


Abbildung 3: spezifischer Energieverbrauch der Benchmarkingteilnehmer

Abbildung 3 zeigt den spezifischen Energieverbrauch der Benchmarkingteilnehmer, wobei auch hier wieder bei Kläranlagen, die in mehreren Jahren teilgenommen haben, ein Mittelwert gebildet wurde. Zusätzlich wurden Kläranlagen mit einem spezifischen Energieverbrauch von weniger als 19 kWh/EW-CSB110/a und mehr als 80 kWh/EW-CSB110/a als Ausreißer ausgeschieden.

Da sich der spezifische Energieverbrauch von Kläranlagen mit Faulung und von Kläranlagen mit aerober Stabilisierung systembedingt unterscheidet, wurden die Balken in Abbildung 3 je nach Art der Stabilisierung unterschiedlich gekennzeichnet. Zusätzlich wurde in Abbildung 3 der Median der beiden Gruppen eingezeichnet. Der Median von Kläranlagen mit Faulung liegt bei rund 30 kWh/EW-CSB110/a, jener von Kläranlagen mit aerober Stabilisierung bei rund 44 kWh/EW-CSB110/a. Der niedrigste Energieverbrauch als Mittelwert über mehrere Jahre liegt bei rund 19 kWh/EW-CSB110/a.

Im vorangegangenen Kapitel wurde bereits beschrieben, dass die spezifischen Energiekosten mit zunehmender Kläranlagengröße sinken. Der Grund dafür ist, dass mit zunehmender Kläranlagengröße vorwiegend Kläranlagen mit Faulung betrieben werden, welche einerseits weniger Energie benötigen und andererseits aufgrund von effizienteren BHKWs mehr elektrische Energie auf der Anlage erzeugen. Die Benchmarkanlage des vergangenen Jahres (Zahlen aus dem Geschäftsjahr 2010) erzeugte im Jahresmittel mehr elektrische Energie, als sie verbraucht hat. Dies wurde mit einem sehr niedrigen elektrischen Energieverbrauch von 19 kWh/EW-CSB110/a, einem hohen Faulgasanfall von 37 Liter/d (inklusive Cofermentation) und einem hohen Wirkungsgrad des BHKWs von 37 % erreicht.

3.2 Material- und Stoffkosten

Bei den in Tabelle 5 dargestellten Material und Stoffkosten fällt auf, dass diese mit rund 3 Euro/EW-CSB110/a von der Kläranlagengröße weitgehend unabhängig sind. Nur bei Kläranlagen mit einer Ausbaugröße von mehr als 100.000 EW-Ausbau liegen die Kosten bei rund 2 Euro/EW-CSB110/a.

Tabelle 5 fasst die wesentlichsten Chemikalienkosten gruppiert nach Kläranlagengröße zusammen. Die Chemikalienkosten sind für rund 80 Prozent der Kosten der Hauptkostenart Material- und Stoffkosten verantwortlich. Die Chemikalienkosten der Gesamtanlage untergliedern sich in Chemikalienkosten für den Prozess 1, Fällmittelkosten (Prozess 2), Konditionierungsmittelkosten für MÜSE und Faulung (Prozess 3), Konditionierungsmittelkosten für die Schlammmentwässerung (Prozess 4) und Chemikalienkosten für das Labor (Hilfsprozess I).

Tabelle 5: Material- und Stoffkosten gruppiert nach Ausbaugröße

€/EW-CSB110/a	≥10.000 - <20.000 EW- Ausbau	≥20.000 - <50.000 EW- Ausbau	≥50.000 - <100.000 EW- Ausbau	≥100.000 EW- Ausbau
Material- u. Stoffkosten	3,0	2,7	2,8	1,8
Chemikalienkosten ARA	2,6	2,2	2,1	1,5
Fällmittelkosten	1,3	0,8	0,6	0,3
Kondimittelkosten MÜSE	0,0	0,2	0,3	0,3
Kondimittelkosten Presse	1,1	0,9	1,0	0,8
Chemikalienkosten Labor	0,2	0,1	0,1	0,0

Abbildung 4 zeigt die prozentuelle Verteilung der Chemikalienkosten auf die Prozesse der untersuchten Größengruppen. Dabei zeigt sich, dass die Konditionierungsmittelkosten für die Schlammmentwässerung bei fast allen Größengruppen den prozentuell größten Anteil - 41 bis 55 Prozent je nach Größengruppe - ausmachen. Nur bei den Kläranlagen mit einer Ausbaugröße zwischen 10.000 und 20.000 EW-Ausbau liegen die Fällmittelkosten mit 49 Prozent über den Kosten für die Konditionierungsmittel der Schlammmentwässerung. Mit zunehmender Kläranlagengröße nimmt der prozentuelle Anteil der Fällmittelkosten sowie diespezifischen Fällmittelkosten, die bei Kläranlagen ≥ 100.000 EW-Ausbau bei 0,3 €/EW-CSB110/a liegen, deutlich ab. Der Grund dafür ist ein weites P/CSB-Verhältnis mehrerer großer Kläranlagen aufgrund von großen Indirekteinleitern und dem damit verbundenen geringeren Fällmitteleinsatz je Einwohnerwert. Der prozentuelle Anteil der Konditionierungsmittelkosten für MÜSE und Faulung steigt hingegen mit der Kläranlagengröße an. Bei den Kläranlagen mit einer Ausbaugröße zwischen 20.000 und 50.000 EW-Ausbau (in dieser Gruppe gibt es auch noch Kläranlagen ohne MÜSE) liegen die Konditionierungsmittelkosten für die MÜSE bei 0,2 €/EW-CSB110/a und bei Kläranlagen zwischen 50.000 und 100.000 EW-Ausbau bei 0,3 €/EW-CSB110/a. Die Chemikalienkosten Labor verlieren mit der Kläranlagengröße an Bedeutung, liegen jedoch auch bei den kleineren Benchmarkingteilnehmern bei weniger als 10 Prozent der Chemikalienkosten.

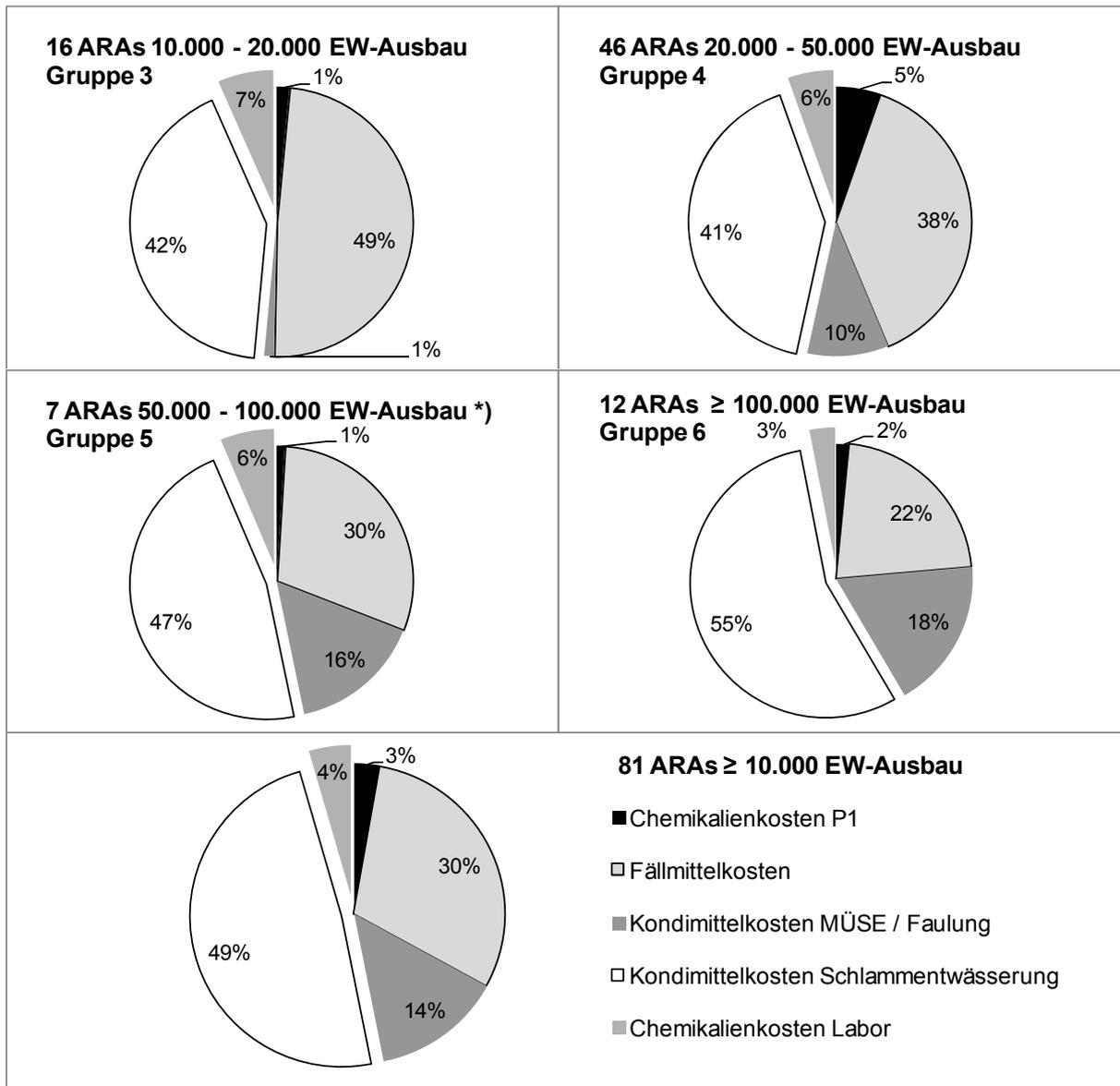


Abbildung 4: Verteilung der Chemikalienkosten gruppiert nach Ausbaugröße

3.3 Entsorgungskosten

Bei den in Tabelle 6 zusammengefassten Entsorgungskosten je Tonne Klärschlamm wurden die von den Kläranlagenbetreibern angegebenen Kosten je Pfad gemittelt. Da manche Kläranlagen mehrere Entsorgungspfade für den Klärschlamm haben, übersteigt die Summe an einzelnen Entsorgungspfade die Anzahl an untersuchten Kläranlagen.

Als mittlerer Preis über alle Kläranlagen, Jahre und Pfade muss mit 53 Euro je Tonne Klärschlamm gerechnet werden. Der häufigste Entsorgungspfad ist jener über einen Entsorger ohne nähere Angabe, wohin der Entsorger den Schlamm bringt. Die dabei anfallenden Kosten liegen, wie auch bei den Entsorgungspfaden Kompostierung und Verbrennung, bei 60 Euro je Tonne. Interessant ist, dass der zweithäufigste Entsorgungspfad der Benchmarkingteilnehmer die Landwirtschaft darstellt, wobei mittlere Kosten von 34 Euro je Tonne berechnet wurden.

Tabelle 6: Klärschlammentsorgungskosten

Entsorgungspfad	Anzahl	Median Kosten [Euro/t]
Entsorger	35	60
Landwirtschaft entwässert	28	34
Kompostierung	18	60
Verbrennung	14	59
Landwirtschaft nass	4	22
Landschaftsbau	3	27
Deponie	2	68
Alle	104	53

4 Weiterentwicklung des Kläranlagenbenchmarkings

Das vom ÖWAV organisierte und durchgeführte Kläranlagenbenchmarking stellt eine österreichweit einheitlich verwendete und anerkannte Analysemethode von Abwasserreinigungsanlagen dar. Um Benchmarking noch attraktiver zu gestalten, sind folgende Weiterentwicklungen in Planung bzw. bereits umgesetzt:

- Entwicklung und Anwendung von Benchmarking-Kostenkurven
- Berücksichtigung der jeweiligen Kläranlagenkennzahlen in der Zeitreihe
- Gruppenvergleich unter Einbeziehung historischer Daten
- Transparentere Untergliederung von abwassertechnischen und wirtschaftlichen Kennzahlen
- Benchmarkingmethode für kleinere Kläranlagen

Die im Folgenden beschriebenen Weiterentwicklungsmöglichkeiten sollen zeigen, dass das Potential und der Nutzen des Kläranlagenbenchmarkings noch erweitert werden kann. Welche der vorgestellten Ideen tatsächlich in die Praxis umgesetzt werden können, wird die Diskussion mit den am Benchmarkingprozess beteiligten Kläranlagen zeigen. Ziel könnte es sein, nach 10 Jahren kontinuierlichem ÖWAV-Abwasserbenchmarking (also mit dem Geschäftsjahr 2014) das Kläranlagenbenchmarking zu gestalten.

4.1 Benchmarking-Kostenkurven

Die beim ÖWAV-Kläranlagenbenchmarking verwendete Methode beruht auf dem Vergleich von Abwasserreinigungsanlagen innerhalb einer Gruppe, wobei jedes Jahr aus dem Teilnehmerkreis Benchmarks festgelegt werden. Der Vergleich mit einer Benchmarkanlage je Gruppe hat den Vorteil, dass man die tatsächlich in der Praxis erreichten Kosten mit einer konkreten Kläranlage im Detail vergleichen kann. Die Gruppengrenzen wurden grundsätzlich so gewählt,

dass die Kläranlagen innerhalb der Gruppe vergleichbar sind. Die in den vergangenen Jahren gesammelte Erfahrung zeigt jedoch, dass nicht nur die Kläranlagengröße in EW-Ausbau, sondern vor allem auch die tatsächliche Belastung einer Kläranlage einen entscheidenden Einfluss auf die spezifischen Betriebskosten hat. Auf Basis dieser Erfahrungen wurde daher nun eine methodische Weiterentwicklung vorgenommen, die es erlaubt, die spezifischen Kosten jedes einzelnen Teilnehmers mit Best-Practice-Kostenkurven (Benchmark-Kostenkurven) zu vergleichen. Es wurden für die Gesamtbetriebskosten und für die sechs Hauptkostenarten (Energiekosten, Material- und Stoffkosten, Leistungen durch Dritte, Personalkosten, Reststoffkosten sowie sonstige Kosten) Benchmarking-Kostenkurven entwickelt, die einerseits die organische Belastung als auch die tatsächliche Zulauffracht, ausgedrückt in EW-CSB110, berücksichtigen. Unter organischer Belastung wird das Verhältnis der mittleren CSB-Zulauffracht bezogen auf die CSB-Bemessungsfracht, ausgedrückt in Prozent, verstanden.

Der Vergleich der individuellen Kläranlagenkosten mit den festgelegten Benchmarking-Kostenkurven ermöglicht eine realistische Einschätzung im Vergleich mit einem erreichbaren Bestwert unter Berücksichtigung der Kläranlagenbelastung. Der Vergleich mit Best-Practice-Kostenkurven hat zusätzlich den Vorteil, dass die Teilnehmer unmittelbar nach Abschluss der Dateneingabe und -prüfung erste Ergebnisse erhalten können und nicht der Abschluss der Dateneingabe aller Teilnehmer abgewartet werden muss.

4.1.1 Vorgangsweise bei der Entwicklung der BM-Kostenkurven

Für die Ermittlung der Benchmarking-Kostenkurven (=BM-Kostenkurven) wurden alle bisher in der Benchmarking-Internetplattform vorhandenen Kostendaten ausgewertet. Es wurden die Daten von Kläranlagen mit einer Ausbaupkapazität zwischen 10.000 und 200.000 EW-Ausbau verwertet. Wie bereits beschrieben, wurden die Kosten aus den Geschäftsjahren 2003 bis 2009 auf das Geschäftsjahr 2009 hochindexiert. Bei Kläranlagen, die mehrere Jahre am Benchmarking teilgenommen haben, wurde ein Mittelwert gebildet. Die indexierten und gemittelten Kosten (Gesamtbetriebskosten und die Kosten der sechs Hauptkostenarten) wurden dann in einem Diagramm - blaue Punkte im Beispiel der Abbildung 5 - dargestellt.

Zusätzlich wurde von jenen acht Kläranlagen, die im Zeitraum 2003 bis 2009 als Benchmark ausgewiesen wurden, je Kostenart ein Mittelwert gebildet. Zur Mittelwertbildung wurden nur jene Jahre herangezogen, in denen die Kläranlagen als Benchmark ausgewiesen waren. Diese Mittelwerte der spezifischen Kosten der Benchmarkanlagen wurden ebenfalls im Diagramm (rote Quadrate im Beispiel der Abbildung 5) eingezeichnet.

Die BM-Kostenkurve entspricht grundsätzlich einer Ausgleichsfunktion der Kosten der Benchmarkinganlagen, welche als rote Linie in Abbildung 5 eingetragen ist. Aufgrund der Komplexität der Zusammenhänge ist es jedoch nicht möglich, die BM-Kostenkurven ausschließlich auf Basis statistischer Methoden zu berechnen. Die nun beim ÖWAV-Benchmarking verwendeten Kostenkurven wurden vielmehr unter Einhaltung der beschriebenen Vorgangsweise empirisch ermittelt.

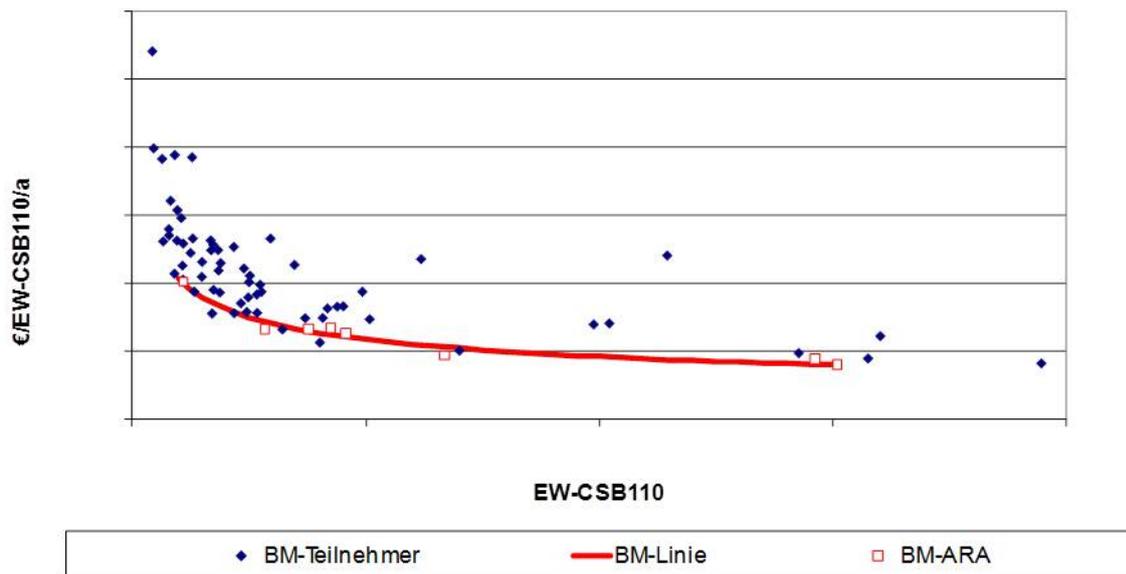
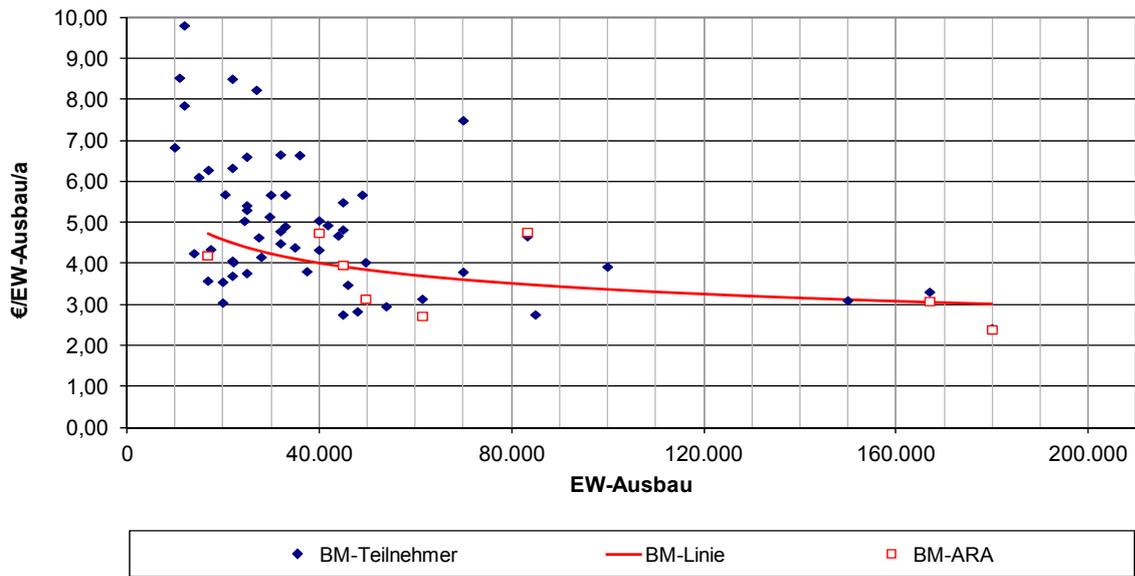


Abbildung 5: Beispiel für die Ermittlung von Benchmarking-Kostenkurven

Neben der Festlegung der einzelnen BM-Kostenkurven für die sechs Hauptkostenarten wurde auch eine BM-Kostenkurve für die Gesamtbetriebskosten ermittelt, wobei die Summe der sechs BM-Kostenkurven der Hauptkostenarten die BM-Kostenkurve der Gesamtbetriebskosten ergeben muss.

Wie sich in den vergangenen Jahren immer wieder gezeigt hat, gibt es keinen Zusammenhang der Personalkosten, der Kosten für Leistungen durch Dritte und der sonstigen Kosten mit der Zulauffracht einer Kläranlage. Die Kosten dieser drei Kostenarten hängen vielmehr von der Art der Einrichtungen und vor allem von der Ausbaupazität, also der Größe der Kläranlage, ab. Bei der Ermittlung der BM-Kostenkurve wird dem derart Rechnung getragen, dass für diese drei Kostenarten BM-Kostenkurven auf Basis von kläranlagengrößenspezifischen Kosten (Euro/EW-Ausbau/a) in Abhängigkeit der Kläranlagengröße ermittelt wurden (vergleiche Abbildung 6 oben).



Überleitung von BM-Kostenkurven mit der Bezugsgröße
 EW-Ausbau in BM-Kostenkurven bezogen aus EW-CSB110

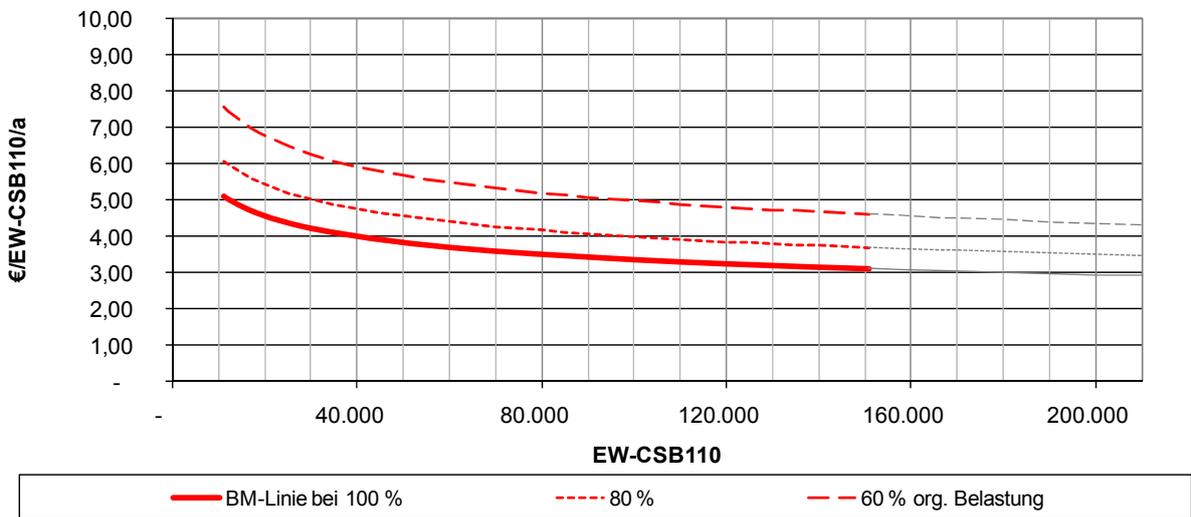


Abbildung 6: Beispiel für die Ermittlung von Benchmarking-Kostenkurven der von der Kläranlagengröße abhängigen Kostenarten

Die Tatsache, dass bei der Entwicklung der BM-Kostenkurven für die sechs Hauptkostenarten unterschiedliche Bezugsgrößen (EW-Ausbau und EW-CSB110) verwendet werden, widerspricht der beschriebenen Prämisse, dass aus der Summe der sechs Hauptkostenarten die Gesamtbetriebskosten berechnet

werden können. Dieser scheinbare Widerspruch kann dann gelöst werden, wenn man davon ausgeht, dass die BM-Kostenkurve bezogen auf EW-Ausbau dann der BM-Kostenkurve bezogen auf EW-CSB110 entspricht, wenn die Kläranlage eine 100%ige organische Belastung aufweist. Dies bedeutet, dass bei 100%iger organischer Belastung die BM-Kostenkurve bezogen auf EW-Ausbau auch als spezifische BM-Kostenkurve bezogen auf EW-CSB110/a dargestellt werden kann. Da der Absolutbetrag der Personalkosten, der Kosten für Leistungen durch Dritte und der sonstige Kosten unabhängig von der mittleren Belastung ist, können die spezifischen Kosten bei geringerer mittlerer Belastung kalkulatorisch ermittelt werden und entsprechen einer Parallelverschiebung der BM-Kostenkurve entlang der Ordinate.

Für die drei genannten Hauptkostenarten und die Gesamtbetriebskosten wurden jeweils drei BM-Kostenkurven für 100%ige, für 80%ige und für 60%ige organische Belastung berechnet und den spezifischen Kosten der jeweils untersuchten Anlage gegenübergestellt (vergleiche Beispiel in Abbildung 7). Mit welcher der drei BM-Kostenkurven man sich vergleicht, ist dann von der organischen Belastung der untersuchten Kläranlage abhängig.

4.1.2 BM-Kostenkurve und Ermittlung des theoretischen Einsparpotentials

Die drei Benchmarking-Kostenkurven der Gesamtbetriebskosten bei 100%iger, 80%iger und 60%iger organischer Belastung, welche sich aus der Summe der sechs Hauptkostenarten errechnen, sind in Abbildung 7 dargestellt. Im oberen Diagramm der Abbildung sind die spezifischen BM-Betriebskostenkurven und die spezifischen Kosten einer Beispielanlage (blauer Punkt) dargestellt. Multipliziert man die spezifischen Betriebskosten mit dem Einwohnerwert EW-CSB110, so erhält man BM-Kostenkurven der Betriebskosten in Euro pro Jahr (vergleiche Abbildung 7 unten).

Der als Beispiel eingezeichnete Teilnehmer in Abbildung 7 weist eine CSB-Zulauf fracht in der Höhe von umgerechnet 90.000 EW-CSB110 und eine organische Belastung von 80 Prozent auf. Die spezifischen Betriebskosten dieser

Anlage liegen bei 15,6 €/EW-CSB110/a, woraus sich 1,4 Mio. Euro an Betriebskosten pro Jahr errechnen. Aus der BM-Kostenkurve können für Kläranlagen mit 90.000 EW-CSB110 und einer organischen Belastung von 80 Prozent 10,9 € an spezifischen Betriebskosten bzw. 1 Mio. Euro Betriebskosten pro Jahr abgelesen werden. Daraus errechnet sich ein theoretisches Einsparpotential von 400.000 € pro Jahr. Der Vorteil der Umrechnung der spezifischen Kosten in Betriebskosten pro Jahr besteht darin, dass das theoretische Einsparpotential direkt dem Diagramm entnommen werden kann.

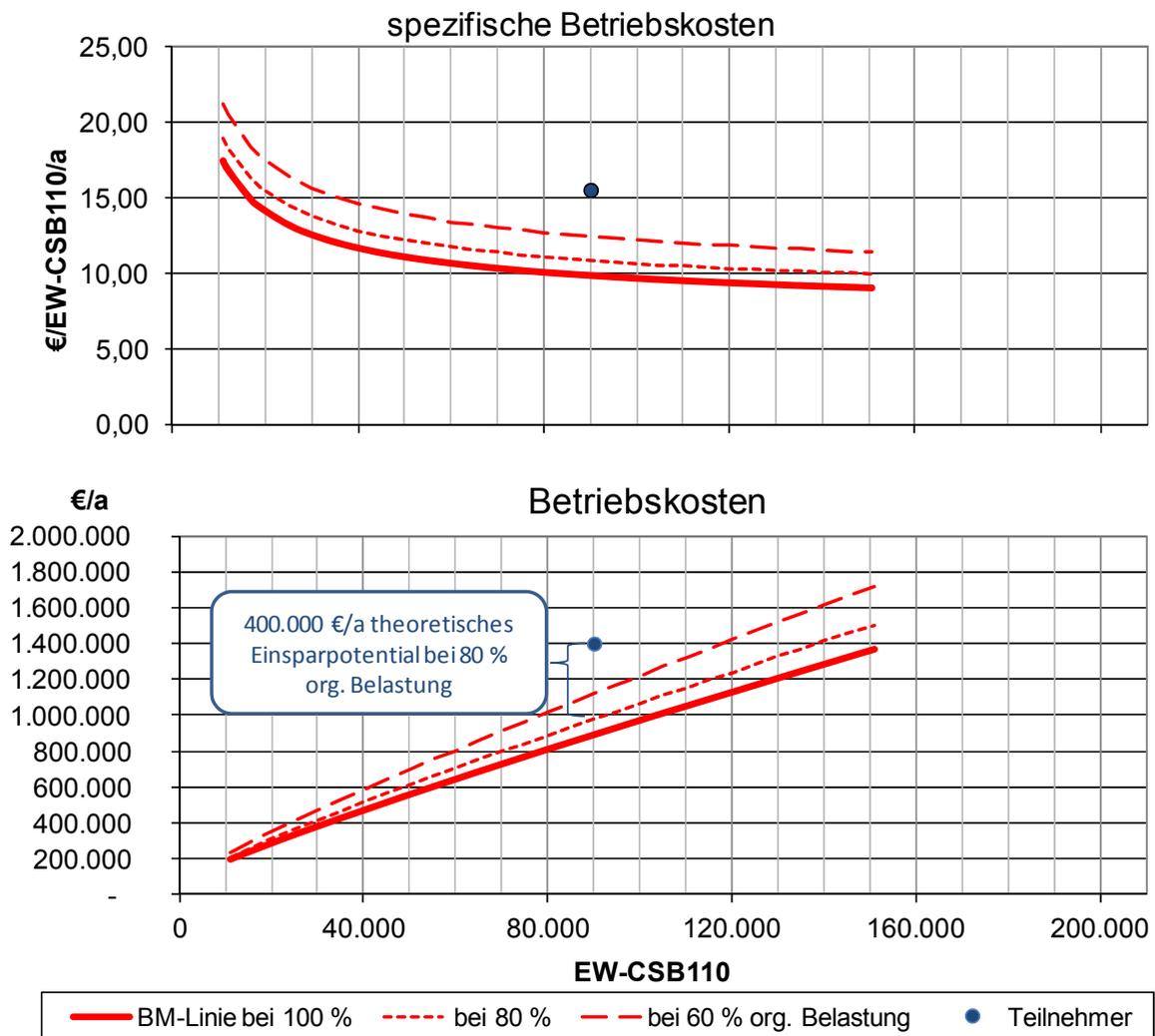


Abbildung 7: BM-Kostenfunktionen der Betriebskosten in Abhängigkeit von EW-CSB110 und der organischen Belastung

Die ausgearbeiteten und hier dargestellten BM-Betriebskostenkurven können für Kläranlagen mit einer CSB-Zulauffracht von umgerechnet 10.000 bis 150.000 EW-CSB110 angewendet werden. Aufgrund der Abweichung von der Benchmarklinie kann nun auch direkt auf ein zumindest theoretisches Einsparpotential rückgeschlossen werden. Eine genaue Analyse bei welchen Kostenarten und in welchen Prozessen Optimierungspotential besteht, kann dann z.B. im Zuge der Teilnahme am ÖWAV-Kläranlagenbenchmarking herausgefunden werden.

4.2 Vergleich unter Verwendung historischer Daten

Bei der Entwicklung der gegenwärtig angewendeten Benchmarkingmethode stand der Jahresvergleich innerhalb einer Teilnehmergruppe im Vordergrund. Die nun vorliegende Datenbasis erlaubt es, auch auf historische Daten zurückzugreifen. Einerseits kann zukünftig verstärkt auch die historische Entwicklung der jeweiligen Anlagen berücksichtigt werden. Andererseits ist es nun möglich und sinnvoll, beim Gruppenvergleich nicht nur die im aktuellen Jahr teilnehmenden Kläranlagen, sondern auch hier die historischen Daten mit einzubeziehen. Die damit verbundene breitere Datenbasis führt zu noch belastbareren Vergleichskennzahlen. Eine besondere Herausforderung stellt dabei die Automatisierung der Indexierung und Mittelwertbildung über einen längeren Zeitraum (z.B. als gleitendes Mittel der jeweils letzten fünf Jahre) dar.

4.3 Trennung abwassertechnischer und wirtschaftlicher Auswertungen

Eine andere (naheliegende) Erkenntnis der vergangenen Jahre ist, dass die Betrachtung der spezifischen Kosten zu kurz greift. Vielmehr müssen die zugrundeliegenden Stoffströme und Preise separat betrachtet werden. Dies bedeutet, dass beispielsweise bei den Entsorgungskosten des Klärschlammes einerseits der vereinbarte Preis je Tonne von Interesse (preisinduzierte Komponente) ist, es aber andererseits auch wesentlich auf den je Einwohnerwert zu entsorgenden Schlamm (stoffstrominduzierte Komponente) ankommt. Auch gegenwärtig werden bereits

für beide Aspekte Kennzahlen berechnet, es ist jedoch noch nicht möglich, die jeweils eigenen Preise durch „Einheitspreise“ oder „Benchmarkpreise“ zu ersetzen, um derart spezifische Kosten für die eigene Kläranlage, unter Ausschaltung der preisinduzierten Komponente, zu berechnen. Die jeweilige Kläranlage könnte auf diese Weise den Effekt der Preise auf die spezifischen Kosten berechnen. Ein zusätzlicher Vergleich unter Anwendung von Einheitspreisen würde auch die Diskussion um die Beeinflussbarkeit bzw. regionale Besonderheit von Preisen hintanstellen. Als logische Konsequenz könnten alle abwassertechnischen Auswertungen in einem eigenen Bericht zusammengefasst werden, der einem Bericht über die Kostenkennzahlen vorangestellt wird. Als Zusatzinfo können, so wie bisher auch schon, die jeweiligen Einkaufspreise aller Benchmarkingteilnehmer aufgelistet werden.

4.4 Benchmarkingmethode für Kläranlagen ≤ 10.000 EW-Ausbau

Bei Kläranlagen größer 50.000 EW-Ausbau hat sich die Aufteilung aller Kostenarten auf die beim Benchmarking verwendeten Prozesse und Teilprozesse bewährt. Bei Kläranlagen zwischen 10.000 und 50.000 EW-Ausbau werden die Personalstunden und der Energieverbrauch nicht immer auf Prozessebene erfasst. Eine Schätzung der Stundenaufteilung bzw. des Energieverbrauches auf die Prozesse führt zu wenig aussagekräftigen Prozesskosten. Beim Energieverbrauch, vor allem wenn dieser außerhalb des Normalbereiches liegt, ist es sinnvoll und zielführend, genauere Aufzeichnungen zu verlangen, um entsprechende Einsparmöglichkeiten aufzeigen zu können. Die Stundenerfassung auf Prozessebene und der Informationsgehalt dieser Aufzeichnungen werden vor allem von kleineren Kläranlagen kritisch gesehen.

Als sehr gut voneinander abgrenzbar und eindeutig zuordenbar haben sich hingegen die sechs Hauptkostenarten herausgestellt. Jede Kläranlage jeder Größe kann die sechs Hauptkostenarten eindeutig voneinander unterscheiden. Für Kläranlagen mit weniger als 10.000 EW-Ausbau ist es daher sehr gut vorstellbar, die Benchmarkingmethode dahingehend zu adaptieren, dass nur die wesentlichsten

technischen und wirtschaftlichen Kennzahlen der sechs Hauptkostenarten ausgewertet und miteinander verglichen werden. So sind beispielsweise für die Einschätzung der Reststoffkosten folgende Kennzahlen wesentlich:

- spezifischer Rechen-, Sandfanggut- und Klärschlammanfall
- TS-Konzentration des Klärschlammes und spezifische TS-Fracht/EW/d
- Entsorgungskosten je Tonne Rechen-, Sandfanggut bzw. Klärschlamm

Anhand der spezifischen Kosten der sechs Hauptkostenarten und der jeweils sechs bis zehn wesentlichsten Kennzahlen, die auf diese Kosten Einfluss haben, können auch Kläranlagen mit weniger als 10.000 EW-Ausbau ohne großen Erfassungsaufwand miteinander verglichen werden. Liegen einmal ausreichend viele Kostenkennzahlen vor, könnte dann auch für diese Größengruppe je Kostenart eine BM-Kostenkurve entwickelt werden.

5 Zusammenfassung

Benchmarking ist eine Methode, mit der die Qualität des Kläranlagenbetriebs der teilnehmenden Kläranlagen analysiert sowie deren Leistungserbringung optimiert werden kann. Positiv zu erwähnen ist, dass diese Methode in den letzten Jahren bereits von mehr als 80 kommunalen Kläranlagen zur Standortbestimmung genutzt wurde und somit viel Einsparpotential lukriert werden konnte. Für die Zukunft ist es wichtig, dass diese Methode auch weiterhin als kontinuierliches Werkzeug zur Qualitätskontrolle genutzt wird. Um das Kläranlagenbenchmarking noch attraktiver zu gestalten, sind folgende Weiterentwicklungen in Planung bzw. bereits umgesetzt:

- Entwicklung und Anwendung von Benchmarking-Kostenkurven
- Berücksichtigung der jeweiligen Kläranlagenkennzahlen in der Zeitreihe
- Gruppenvergleich unter Einbeziehung historischer Daten
- Transparentere Untergliederung von abwassertechnischen und wirtschaftlichen Kennzahlen
- Benchmarkingmethode für kleinere Kläranlagen

Aufgrund der geplanten Erweiterungen könnten zukünftig auch die in den letzten Jahren gewonnenen historischen Daten optimal genutzt werden und der Kläranlagenvergleich auf eine noch breitere Datenbasis gestellt werden. Vom Kläranlagenbenchmarking profitieren jedoch nicht nur die teilnehmenden Kläranlagen, sondern darüber hinaus auch jene Kläranlagen, die (noch) nicht beim Benchmarking teilgenommen haben, da der optimierte Standard nicht nur innerhalb der Benchmarkingteilnehmer kommuniziert wird.

6 Literatur

- Brugger, M. (2010): Entwicklung von Best-Practice-Kostenkurven für Abwasserreinigungsanlagen, Diplomarbeit, Wien
- Kroiss, H., Haberl, R., Bogensberger, M., Nowak, O., Ertl, T., Josef, Habich, Lindtner, S., Starkl, M., Murnig, F. und Sleytr, K. (2001): Benchmarking in der Siedlungswasserwirtschaft - Erfassung und Vergleich von technischen und wirtschaftlichen Kennzahlen in der Siedlungswasserwirtschaft, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt- und Wasserwirtschaft, Wien.
- Lebensministerium (2010): Kommunale Abwasserrichtlinie der EU – 91/271/EWG, Fragebogen 2011 der Europäischen Kommission – Überprüfung des Umsetzungsstandes in Österreich, Wien
- Lindtner, S. (2004): Beitrag zum Benchmarking von Abwasserreinigungsanlagen, Wiener Mitteilungen Wasser - Abwasser-Gewässer, Band 189, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft der TU-Wien.
- Lindtner, S. (2012): Kläranlagenbenchmarking – Ergebnisse und methodische Weiterentwicklung, Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft Heft 1-2/12, Seite 235 – 241, Wien

Korrespondenz an:

Dr. Stefan Lindtner

Ingenieurbüro k2W
Obere Augartenstraße 18A/5/1
1020 Wien

Tel.: 01/3339081
E-Mail: lindtner@k2w.at

Stand und Trends bei der Nährstoffrückgewinnung auf Kläranlagen

Lukas Egle, Markus Reichel

Technische Universität Wien, Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und
Abfallwirtschaft

Abstract: Kommunales Abwasser ist reich an Nährstoffen wie Stickstoff und Phosphor. Die Nutzung des Phosphors aus Abwasser bzw. Klärschlamm ist in Hinblick auf den Ressourcenschutz von hoher Relevanz. Aus den Stoffströmen einer Kläranlage können mit bestehenden und neu entwickelten Technologien Sekundärprodukte hergestellt werden. Diese Produkte können aufgrund ihrer Charakteristik (Nährstoffgehalt, Pflanzenverfügbarkeit, Schadstoffgehalt) handelsübliche Dünger substituieren, erfüllen die Anforderungen für landwirtschaftliche Verwertung und können die Abhängigkeit von Nährstoffimporten reduzieren.

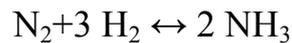
Key Words: Nährstoffrückgewinnung, Stickstoff, Phosphor, Kläranlage, Schlammwasser, Klärschlamm, Klärschlammasche, Verfahrenstechnik/Technologien, Sekundärprodukte

1 Einführung

Stickstoff und Phosphor sind bedeutende Schlüsselemente für alle lebenden Systeme. Stickstoff ist für den Aufbau von Proteinen und Biomolekülen essentiell. Phosphor ist Bestandteil der DNA und RNA und ist unerlässlich für den Energiehaushalt (ADP/ATP) von Lebewesen. Phosphor kann in seiner biologischen Funktion nicht durch ein anderes Element substituiert werden. Anmerkung: In diesem Beitrag werden alle Werte auf das Element Phosphor (P) und Stickstoff (N) bezogen.

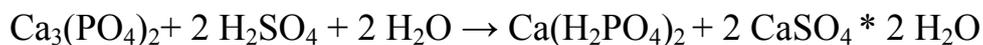
1.1 Gewinnung N und P

Grundlage für die Herstellung von Stickstoffdüngern ist das Haber-Bosch Verfahren. Luftstickstoff wird durch Zugabe von Wasserstoff und hohem energetischen Aufwand als Ammoniak fixiert.



Ammoniak wird in weiterer Folge zu handelsüblichen Stickstoffdüngern weiterverarbeitet. Reiner Ammoniak, als Ausgangsprodukt für stickstoffhaltige Dünger, kann unabhängig der geologischen Lage hergestellt werden.

Phosphor hingegen stammt hauptsächlich aus sedimentären und magmatischen Lagerstätten. Vergleichsweise geringe Mengen werden aus dem Kot von Meeresvögeln (Guano) gewonnen. Die abgebauten Rohphosphate (meist Apatit und damit wasserunlöslich) mit einem P-Gehalt von 11 bis 15 % werden mit Schwefelsäure aufgeschlossen. Mit diesem Prozess wird wasserlösliches Calciumphosphat erzeugt, welches die Grundlage vieler Phosphordünger darstellt.



1.2 Phosphatreserven, Nährstoffverknappung

Die derzeit nachgewiesenen technisch gewinnbaren und wirtschaftlich (< 40 \$/t Phosphorerz) abbauwürdigen P-Reserven werden mit rund 12,3 Mrd. Tonnen beziffert (Wagner, 2004; Jasinski, 2010). In den weiteren Lagerstätten kann das Dreifache der derzeit wirtschaftlich abbaubaren Menge nachgewiesen werden. Dieses Erz können derzeit aus technischen oder aus wirtschaftlichen Gründen nicht ausgebeutet werden. Nicht nachgewiesen, aber vermutet werden weitere 94 Mrd. t an Phosphorerz in der Erdkruste (Ressourcen). Ungemein höher sind die vermuteten Phosphorressourcen auf Seamounts (Tiefsee- oder Seeberge). Schätzungen gehen von bis zu 900 Mrd. t aus, wobei eine Förderung nach derzeitigem technischem Stand ebenfalls nicht wirtschaftlich ist (Wagner, 2004).

		<40 \$/t P-Erz	
		nachgewiesen	nicht nachgewiesen
Technisch gewinnbar bzw. wirtschaftlich	abbauwürdig	Reserven 12,3 Mrd. t	Ressourcen 94 Mrd. t Seamounts 900 Mrd. t
	semi-marginal	Lagerstätten 35,67 Mrd. t	
	marginal		

Abbildung 1: Weltweite Reserven Phosphatgestein

Berechnet nach der statischen Lebensdauer, reichen die derzeitigen Reserven noch ca. 90 Jahre. Die statische Lebensdauer ist eine Maßzahl für den Erkundungs- und Innovationsbedarf, ermittelt aus den derzeitige Reserven und der aktuellen jährlichen Jahresförderung. Ähnliche Werte werden von verschiedenen Autoren berechnet (Röhling, 2007, Rosmarin, 2004), andere ermitteln eine Lebensdauer von mehreren hundert Jahren (EFMA, 2000).

Die oben genannte Reichweite der Phosphorreserven zeigt keine unmittelbare Verknappung in naher Zukunft, aber folgende Aspekte sollten unbedingt in Betracht gezogen werden.

- 1) Die Verteilung der Lagerstätten konzentriert sich auf die Region in Nord-Westafrika (Marokko, Westsahara), China, Jordanien, Südafrika und die USA. Abbildung 2 verdeutlicht die geologische Verteilung der Phosphorressourcen sowie die der schwefelsäureproduzierenden Länder. 5 Länder kontrollieren 90 % der globalen P-Reserven und 65 % der Schwefelsäureproduktion entfällt auf 8 Länder. Große Wirtschaftsräume wie z.B. Europa besitzen keine eigenen Lagerstätten und sind von Importen abhängig. Mögliche veränderte (instabile) geopolitische Situationen können negative Auswirkungen auf die Versorgung haben (Cornell, 2009).



Abbildung 2: Geologische Verteilung P-Lagerstätten (graue Flächen) und H_2SO_4 Herstellung (punktierte Flächen)

- 2) Die Qualität der ausgebeuteten Phosphatgesteine nimmt ständig ab. Lagerstätten sind mit deutlich höheren Schadstoffgehalten wie Cadmium oder anderen Schwermetallen und radioaktiven Substanzen (z.B. Uran) belastet (Van Kauwenbergh, 1997). Das erfordert in Zukunft kostenintensive Dekontaminationsmaßnahmen, wenn die landwirtschaftlichen Böden weiterhin geschützt werden und nicht als Senke für Schwermetalle dienen sollen. Zudem ist der Abbau dieser Lagerstätten derzeit nicht wirtschaftlich (Pinnekamp, 2007).
- 3) Derzeit werden jährlich weltweit rund 130 Mio. t Phosphatgestein ausgebeutet, wovon 90 % zu Dünger verarbeitet werden. Mit dem Wachstum der Weltbevölkerung und damit steigender Nachfrage an Lebensmitteln wird auch die Nachfrage nach Mineraldüngern stark steigen. Bereits heute sind auf hohem Niveau stagnierende Ernteerträge nur durch den Einsatz von Mineraldüngern beizubehalten (FAO, 2000).

Abbildung 3 zeigt die Bevölkerungsentwicklung bis heute und die nach Schätzungen der United Nation bis 2050 zu erwartende Entwicklung. Gegenübergestellt ist die Entwicklung des Rohphosphatabbaus bis heute (Cornell, 2009) mit Annahme einer Nachfragezunahme von jährlich 1,3 % (FAO, 2000). Das entspricht bis 2050 einer Zunahme des jährlichen P-Bedarfes um rund 45 %.

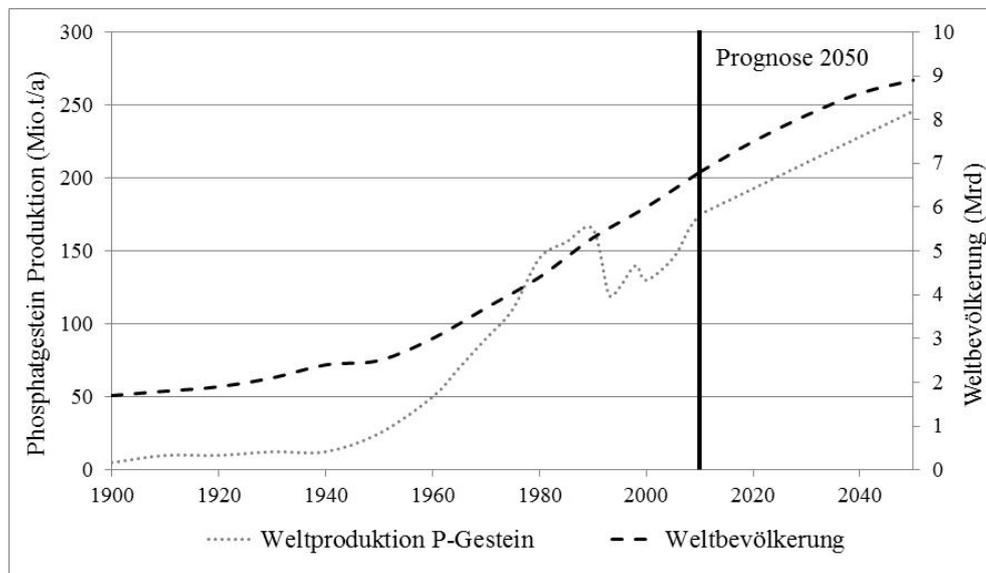


Abbildung 3: Bevölkerungsentwicklung und Phosphorbedarf 1900 - 2050

Österreich als reines P-Importland bezog in den Jahren 2004 - 2008 jährlich durchschnittlich 16.000 t P in Form von Mineraldüngern. Aufgrund der außergewöhnlichen Preissteigerung im Jahr 2008 sank der Absatz auf derzeit ca. 13.000 t P (BMLFUW, 2011). Umgerechnet auf rohes Phosphatgestein (P-Gehalt Ø 13 %) werden zur Abdeckung des österreichischen Düngemittelbedarfs jährlich rund 100.000 t abgebaut.

Folgen der weltweit steigenden Nachfrage nach Nährstoffen können Verknappungen und damit verbundene Preissteigerungen sein. Phosphor ist wie viele andere Stoffe eine endliche Ressource. Gleichzeitig mit einer Verknappung ist mit einer Preissteigerung der Nährstoffe zu rechnen. Abbildung 4 zeigt die Preisentwicklung seit 2006 bis Ende 2011 (H&K, 2012). Im Falle einer Preissteigerung werden sich vermehrt nur die reichen Länder P leisten können. Daher ist das P-Recycling auch eine Frage des weltweiten sozialen Gleichgewichts. P-Recycling kann dazu beitragen, dass P auch in anderen Ländern leistbar bleibt.

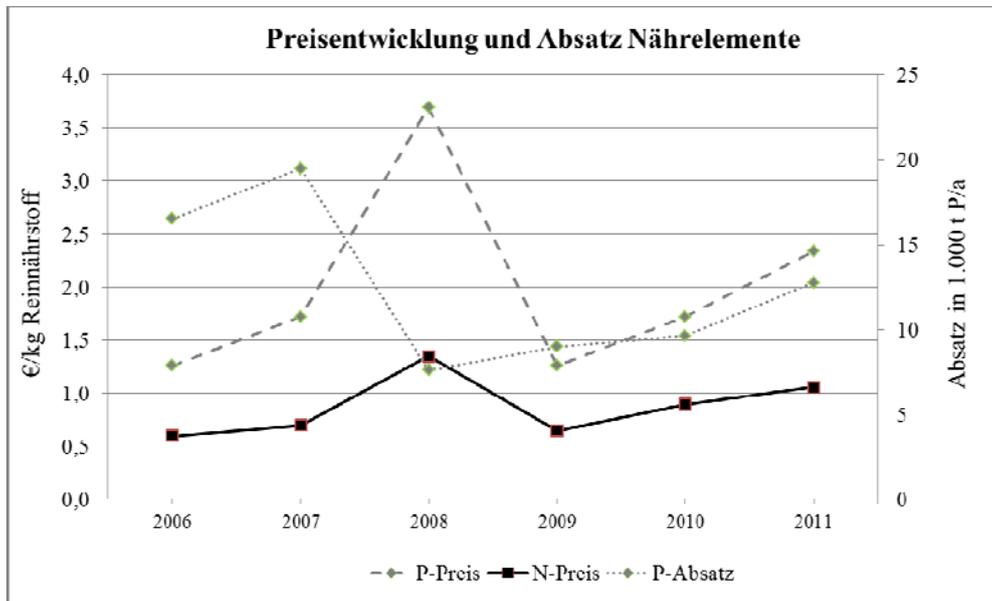


Abbildung 4: Preisentwicklung und P-Düngerabsatz in Österreich

1.3 Alternative Nährstoffströme (urbane Nährstoffquelle Kläranlage)

Angesichts möglicher veränderte geopolitische Situationen, höherer Schadstoffbelastungen im Düngeprodukt, steigender Nachfrage, mögliche Verknappungen und damit verbundenen Preissteigerungen, sollte verstärkt über alternative Nährstoffquellen nachgedacht und diskutiert werden. Als eine bedeutende alternative (urbane) Stickstoff und Phosphorquelle können Kläranlagen gesehen werden. Nährstoffreiches Abwasser, bestehend aus den metabolischen Ausscheidprodukten Urin und Fäkalien sowie Waschmitteln, Essensreste und industriellen Einleitungen, wird gereinigt und ein Großteil der Nährstoffe in den Klärschlamm transferiert.

Tabelle 1: Mittlere Nährstoffgehalte und Gesamtfrachten von Input- und Outputflüssen der kommunalen Kläranlagen Österreichs

	N	P
kommunales Rohabwasser [mg/L]	50-60	7-10
kommunales Abwasser [t/a]	~ 53.000	~ 8.200
gereinigtes Abwasser [mg/L]	< 15	< 1
gereinigtes Abwasser [t/a]	~ 12.000	1.500
Klärschlamm [g/kg TS]	15-40	15-40
Klärschlamm [t/a]	~ 8.000	~ 6.700
Klärschlammasche [g/kg TS]	-	60-100

Die jährlich anfallende P-Fracht in Österreich im Abwasser kann mit rund 8.200 t/a erhoben werden. Ausgehend von einer 85 % igen P-Entfernung liegt anschließend im Klärschlamm eine P-Fracht von 6.700 t/a vor. Ähnliche Frachten können für den Stickstoff ermittelt werden. Bezogen auf den jährlichen P-Import von 13.000 t könnte mit dem im Klärschlamm enthaltenen Phosphor theoretisch rund 50 % substituiert werden.

1.4 Wege der Klärschlamm Entsorgung bzw. Verwertung in Österreich

Neben den gewünschten Nährstoffen sind im Klärschlamm unerwünschte anorganische und organische Verunreinigungen enthalten. Die direkte Verwertungsoption Landwirtschaft hat nur einen geringen Anteil von 15 % an der jährlich anfallenden Klärschlammmenge (BMLFUW, 2009). Eine direkte oder indirekte (Kompost, Biogasgülle) Aufbringung von Klärschlamm auf landwirtschaftliche Flächen wäre im Sinne der Kreislaufführung anzustreben. Der Einsatz des nährstoffreichen Klärschlamm im Bereich des Landschaftsbaus sollte vermieden werden, weil dort die Nährstoffe nur zu einem geringen Teil benötigt werden.

Rund 40 % des Klärschlamm wird einer thermischen Behandlung zugeführt. Organische Verunreinigungen werden dabei weitgehend zerstört und anorganische Verunreinigungen aufkonzentriert (BMLFUW, 2009). Wird Klärschlamm mit anderen Abfällen vermischt oder als Ersatzbrennstoff in der Kohle- oder Zementindustrie eingesetzt, liegt der Phosphor stark verdünnt in der Asche vor und ist mit den derzeit verfügbaren technischen Mitteln verloren bzw. kann als verloren angesehen werden. Stickstoff geht bei der Verbrennung über die Rauchgase ebenfalls verloren. Im Falle einer Klärschlammmonoverbrennung liegt P aufkonzentriert in der Asche vor. Eine anschließende Rückgewinnung ist möglich.

Eine Möglichkeit die Abhängigkeit von Importen zu verringern ist die optimierte Kreislaufführung bzw. Verwertung der im Land vorhandenen Ressourcen. Ein möglicher Ansatz im Bereich der Siedlungswasserwirtschaft ist daher eine Rückgewinnung der Nährstoffe

- vor der Einleitung in den Abwasserkanal
- aus dem Abwasser,

- dem Klärschlamm oder
- der Klärschlammmasche (aus Monoverbrennung)

bei gleichzeitiger Entfrachtung der organischen und anorganischen Verunreinigungen. Anzustreben ist ein Sekundärprodukt welches vorzugsweise in der Landwirtschaft oder der Industrie eingesetzt werden kann.

2 Stickstoff: Entfernung oder Rückgewinnung?

Die Düngung mittels Klärschlamm stellt den einfachsten Weg dar, Nährstoffe und somit auch Stickstoff wieder in den Stoffkreislauf zu bringen. Problemfelder sind hierbei die Schwankung der Inhaltsstoffe, die Gefahr enthaltener Schadstoffe (z.B. Schwermetalle), Klärschlammaufbringungsverbot in den Wintermonaten und damit verbunden die erforderliche Lagerung von Schlamm über mehrere Monate, sowie die gesicherte Abnahme des anfallenden Schlammes von der Landwirtschaft.

Nährstoffe können ebenso als Handelsdünger auf Ackerflächen ausgebracht werden. Stickstoff-Handelsdüngern haben den Vorteil, dass diese eine definierte Zusammensetzung haben und weitgehend frei von Schadstoffen sind. Als Ausgangsstoff für die Produktion ist Stickstoff erforderlich, der zumeist als Ammoniak (NH_3) vorliegt. Großtechnisch wird dieser mittels Haber-Bosch-Verfahren hergestellt, wobei etwa 11 kWh/kg N erforderlich sind (Svardal, Kroiss, 2009). Mit diesem Verfahren werden weltweit etwa 100 Mio. t NH_3 /a produziert, was ein Großteil des jährlich produzierten Ammoniaks darstellt, wofür etwa 1,4 % des Weltenergieverbrauchs erforderlich sind.

Soll Stickstoff aus der Kläranlage für die Herstellung von Handelsdünger herangezogen werden, muss dieser bezüglich der Kosten konkurrenzfähig sein. Den entscheidenden Anteil der Kosten macht die erforderliche Energie aus, weswegen für eine Bewertung der energetische Kennwert des Haber-Bosch-Verfahrens heranzuziehen ist.

2.1 Stickstoffgewinnung auf der Kläranlage

Ziel einer Kläranlage ist es Abwasser zu reinigen, der Stickstoff soll weitestgehend entfernt werden, um die Eutrophierung der Gewässer (beim Stickstoff vor allem Meere) zu vermeiden und die Auflagen vom Gesetzgeber hinsichtlich Ablaufgrenzwerte zu erfüllen. Die üblichen Pfade der N-Entfernung sind Entweichung als elementarer Stickstoff in die Atmosphäre (Denitrifikation), oder Austrag als Überschussschlamm. Aus technischer Sicht gibt es eine Reihe von Verfahren, die für die N-Entfernung geeignet sind (Rautenbach, 1995).

Für die Auswahl eines Verfahrens werden zahlreiche Anforderungen gestellt:

- Ökonomie
 - geringe Investitionskosten
 - niedrige Betriebskosten
 - geringer Platzbedarf
- Ökologie
 - Ressourcenschonend bzgl. Energie, Rohstoffe, Hilfsstoffe
 - Erhalt von natürlichen Kreisläufen
 - Möglichkeit der Abwärmenutzung im Rahmen einer Kraft-Wärme-Kopplung
 - produktorientierter Umweltschutz
 - Zukunftsperspektiven
 - Wiederverwertbares Produkt oder umweltneutrales Produkt
- Verfahrenstechnik
 - Stand der Technik
 - einfacher Betrieb und einfache Wartung
 - hoher Automatisierungsgrad
 - hohe Verfügbarkeit
 - robuster Aufbau
 - Flexibilität bzgl. Veränderten Randbedingungen

Soll es das Ziel sein Stickstoff auf Kläranlagen nicht nur zu entfernen, sondern auch nutzbar zu machen, scheint die Strippung von Ammoniak am aussichtsreichsten. Der effizienteste Einsatz ist beim konzentriertesten Ammonium-Stoffstrom, nämlich dem Trübwasser des Faulschlammes.

Unter Strippen versteht man das Austreiben von flüchtigen Bestandteilen mittels Gas, wobei das Stripmedium im Gegenstrom zum Fluid geführt wird. Durch

die Absenkung des Partialdrucks der leichter flüchtigen Komponente tritt diese vom gelösten Zustand in die Gasphase über und reichert sich in der Flüssigphase ab.

Ammoniak (NH_3) ist ein in Wasser gut lösliches Gas und in dieser Form strippbar. In wässriger Lösung steht es im Gleichgewicht mit seiner ionogenen Form, dem Ammonium (NH_4^+), gemäß folgender Dissoziationsgleichung:



oder



Die Lage des Gleichgewichts ist abhängig von pH-Wert und Temperatur (Abbildung 5). Das durch die Flüssigkeit geleitete Strippgas kann nur bis zur Gleichgewichtskonzentration mit Ammoniak beladen werden (Rautenbach, 1995).

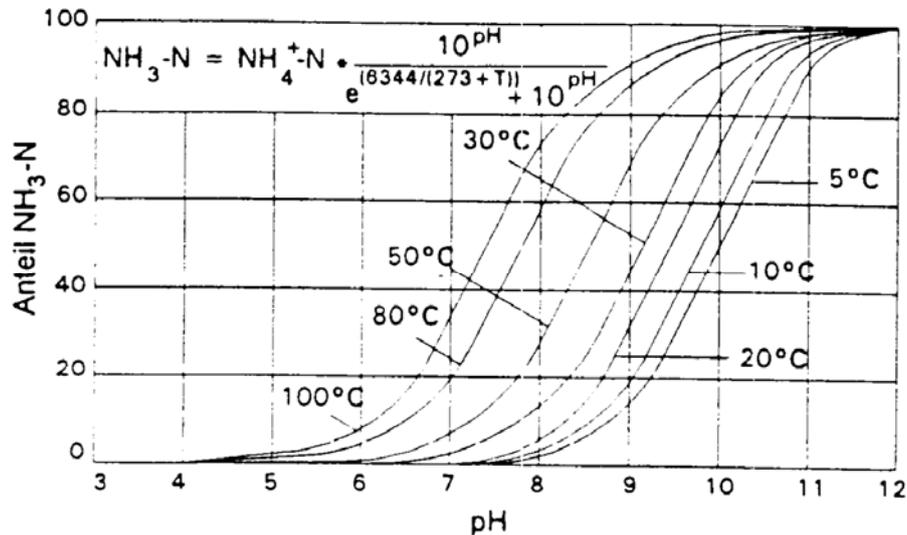


Abbildung 5: Dissoziationsgleichgewicht von $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ (Rautenbach, 1995)

Die Stripptung ist dann effizient, wenn der pH-Wert angehoben und/oder die Temperatur gesteigert wird. Das Optimum muss unter betriebswirtschaftlichen Gesichtspunkten ermittelt werden. Beim Einsatz der Dampfstrippung ist die erforderliche thermische Energie erheblich.

An der Züricher eawag wurde erst kürzlich ein Projekt zur Optimierung der Ammoniak Luft-Strippung durchgeführt, welches auf der ARA Kloten/Opfikon umgesetzt wurde. Betriebsergebnisse zeigen einen Gesamtenergiebedarf (thermisch/elektrisch) von 12 kWh/kg N (ARA Kloten/Opfikon, 2011).

Gegenüber dem Haber-Bosch-Verfahren (11 kWh/kg N) sind energetisch keine Vorteile zu verzeichnen, weswegen die kostengünstige Stickstofffixierung zum Zweck der Stickstoffrückgewinnung auf Kläranlagen bei üblichen Randbedingungen nicht aussichtsreich scheint. Aus diesem Grund soll stattdessen versucht werden den Stickstoff möglichst energieeffizient zu entfernen.

2.2 Energieeffiziente biologische Verfahren zur Entfernung von Stickstoff

Auch wenn nicht zu erwarten ist, dass Stickstoff zum Zwecke der Düngerherstellung auf vielen Kläranlagen zukünftig herangezogen wird, so stellt dessen energieeffiziente Entfernung eine Möglichkeit zur energetischen Optimierung und Erreichung, bzw. Verbesserung der Reinigungsleistung dar.

Das auf Kläranlagen am häufigsten eingesetzte Reinigungsverfahren ist das Belebungsverfahren mit Nitrifikation/Denitrifikation. Dieses Verfahren entspricht dem Stand der Technik und es ist möglich geringe Stickstoffkonzentration im Ablauf der Kläranlage zu erreichen. In der Praxis werden für die N-Eliminierung zwischen 3,5 bis 5,7 kWh/kg N benötigt, zusätzlich muss ausreichend Kohlenstoff zur Verfügung stehen (Beier et al., 2008). Der Energieverbrauch bezieht sich hierbei ausschließlich auf den Stickstoff. Der Energiegewinn durch den bei der Denitrifikation frei werdenden Sauerstoff, welcher der Kohlenstoffatmung zugeschrieben werden kann, wurde nicht berücksichtigt.

Kläranlagen werden zunehmend energetisch optimiert, weswegen Vorklärung und Faulung häufig auf Anlagen eingesetzt werden. Vor allem bei Anlagen mit Vorklärung kann es dazu kommen, dass die erforderliche Stickstoff-Entfernung nicht gesichert eingehalten werden kann, da nicht ausreichend Kohlenstoff für die Denitrifikation zur Verfügung steht. Möchte man am hohen Wirkungsgrad der Vorklärung festhalten, ist es sinnvoll über ein alternatives biologisches Verfahren der Stickstoffentfernung nachzudenken, bei dem weniger Kohlenstoff benötigt wird. Solche Verfahren sind besonders dort effizient, wo die

Konzentration des Ammoniums am höchsten ist, nämlich beim Trübwasser des Faulschlammes.

2.2.1 Nitritation/Denitritation

Für die Nitritation wird der Nitrifikationsprozess nach dem ersten Schritt unterbrochen, sodass das hierbei gebildete Nitrit dann in einem zweiten Schritt, analog zur Denitrifikation durch heterotrophe Mikroorganismen unter Verwendung von Kohlenstoff zu molekularem Stickstoff reduziert werden kann. Für den stabilen Betrieb der Nitritation ist es dabei entscheidend, die Nitritbildung dauerhaft von der Nitratbildung zu entkoppeln. Wesentliche Einflussfaktoren sind dabei die Temperatur, Sauerstoffkonzentration, pH-Wert und Ammoniumkonzentration. Mit diesem Verfahren lassen sich bei hochstickstoffhaltigen Abwässern bereits erhebliche Kosten- und Energiereduzierungen erreichen, da etwa 25 % des Sauerstoffbedarfs und etwa 40 % des Kohlenstoffbedarfs im Vergleich zur Nitrifikation/Denitrifikation eingespart werden können. Für die großtechnische Umsetzung im Teilstrom ergibt sich ein Energieverbrauch von ca. 3 kWh/kg N (Beier, 2008; Wett, 2008).

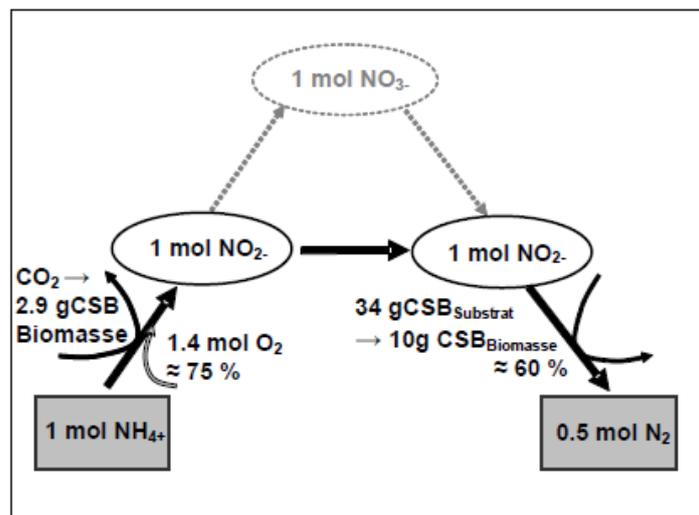


Abbildung 6: Verkürzte Reaktionspfade der Stickstoffelimination über Nitritation/Denitritation und dessen Ressourcenbedarf (Wett, 2008)

2.2.2 Deammonifikation, bzw. anaerobe Ammoniumoxidation

Bei der Deammonifikation handelt es sich um einen autotrophen Abbau des Ammoniums in zwei aufeinander aufbauenden Prozessschritten. Dabei wird zunächst ein Teil des zugeführten Ammoniums (50 bis 60 %) bis zum Nitrit

oxidiert. In einem zweiten Schritt wird dann das gebildete Nitrit zusammen mit dem verbleibenden Ammonium unter anoxischen Bedingungen, also ohne gelösten Sauerstoff, direkt zu Stickstoff umgesetzt (anaerobe Ammoniumoxidation, sog. Anammox). Da nur ein Teil des Stickstoffs aerob zu Nitrit oxidiert werden muss, beträgt die Sauerstoffeinsparung bis zu 60 % gegenüber Nitrifikation/Denitrifikation. Des Weiteren kann – da der Prozess autotroph abläuft – auf jegliche C-Dosierung verzichtet werden. Gegenüber der Nitrifikation/Denitrifikation kann etwa mit einer Halbierung des Energiebedarfs auf ca. 1,5 kWh/kg N gerechnet werden (Beier, 2008).

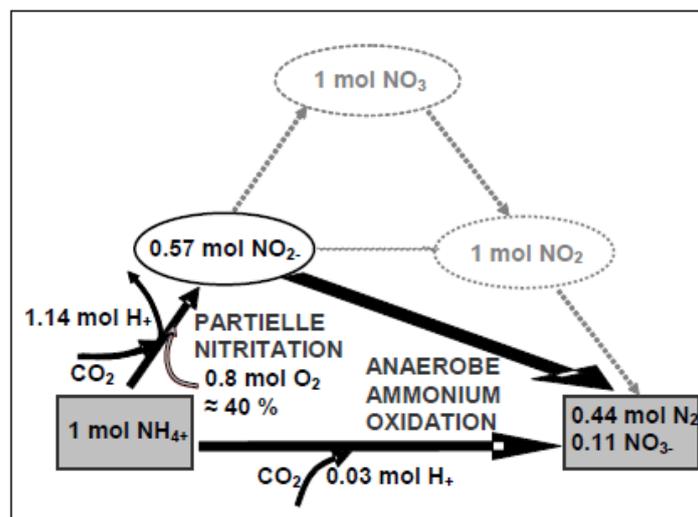


Abbildung 7: Verkürzte Reaktionspfade der Stickstoffelimination über Deammonifikation und dessen Ressourcenbedarf (Wett, 2008)

2.2.3 Schlussfolgerungen

Alternative biologische Verfahren der Stickstoffentfernung bieten die Möglichkeit die Effizienz von Kläranlagen hinsichtlich Reinigungsleistung und Energiebedarf zu optimieren (Abbildung 8). Allerdings sind diese nur bei konzentrierten Teilströmen einsetzbar.

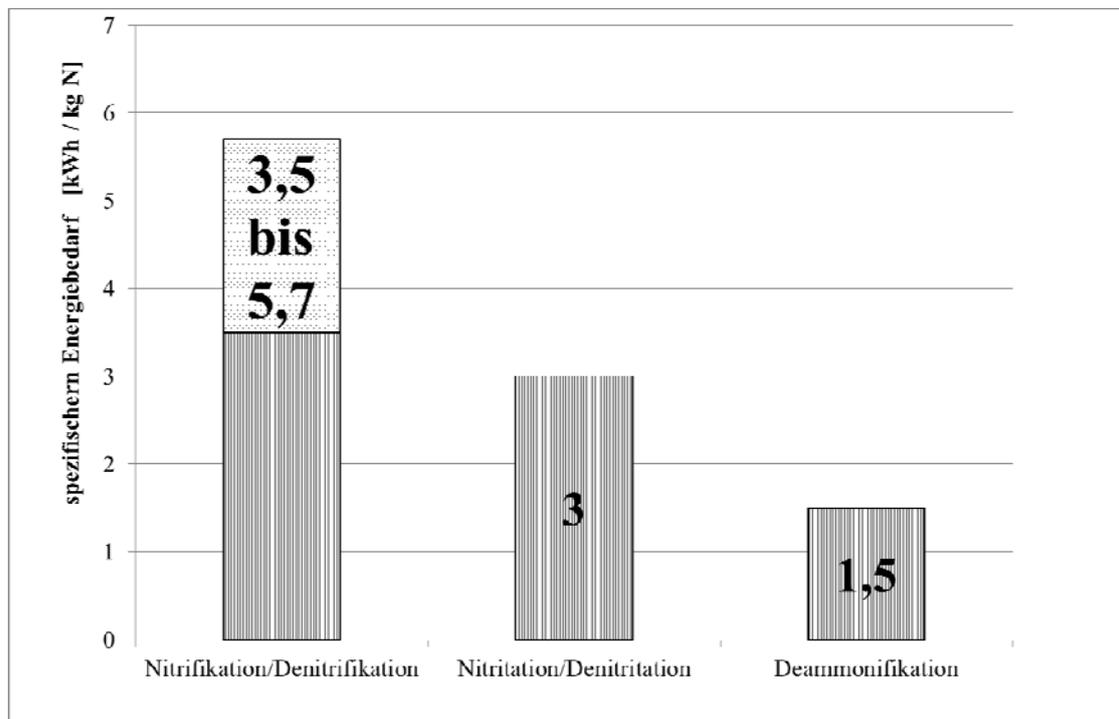


Abbildung 8: Erforderlicher spezifischer Energiebedarf für die Entfernung von Stickstoff (Beier, 2008), Anm: ohne Berücksichtigung des Energiegewinns durch den bei der Denitrifikation frei werdenden Sauerstoff

Anhand eines Beispiels mit 3 Varianten soll das energetische Einsparungspotential bei der N-Entfernung gezeigt werden. Bei Variante 1 wird ausschließlich nitrifiziert/denitrifiziert. Bei Variante 2 wird das Schlammwasser nitrifiziert/denitrifiziert und bei Variante 3 wird das Schlammwasser deammonifiziert.

Die Stoffflüsse des Stickstoffs in der Kläranlage sind von der Verfahrensweise abhängig. Typische Stoffflüsse sind in Abbildung 9 dargestellt.

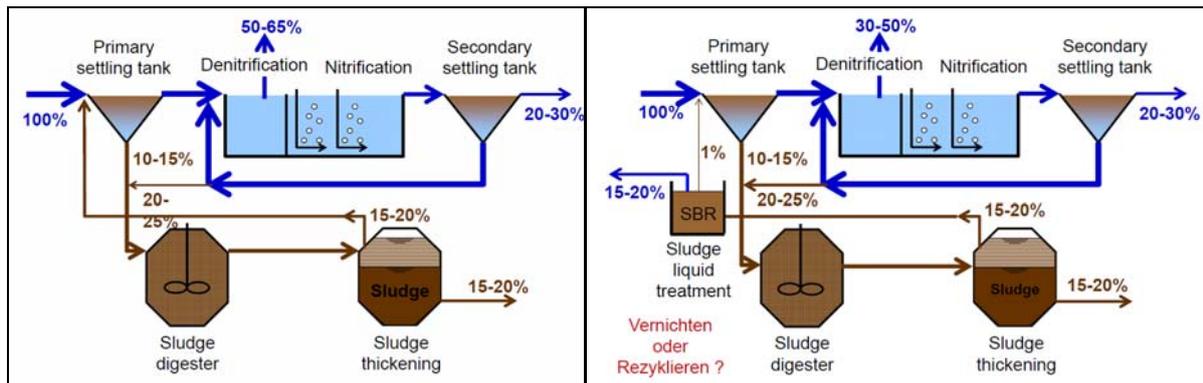


Abbildung 9: Stofffluss des Stickstoffs in einer kommunalen Kläranlage mit 70 bis 80 % N-Elimination; ohne/mit separater Faulwasserbehandlung (Siegrist, 2011)

Um das energetische Einsparungspotential bei der Stickstoffentfernung abschätzen zu können, wurden in Tabelle 2 Annahmen getroffen und der erforderliche Energiebedarf für die Entfernung von 100 kg N ermittelt.

Tabelle 2: Abschätzung des Energiebedarfs für die Stickstoffentfernung je 100 kg N

Prozess	Variante 1		Variante 2		Variante 3	
	kg N	kWh/100 kg N	kg N	kWh/100 kg N	kg N	kWh/100 kg N
Zulauf	100	-	100	-	100	-
Nitrifikation/Denitrifikation	65	228 bis 371	50	175 bis 285	50	175 bis 285
Nitritation/Denitritation	0	0	15	45	0	0
Deammonifikation	0	0	0	0	15	23
Faulschlamm	15	-	15	-	15	-
Ablauf	20	-	20	-	20	-
SUMME		228 bis 371		220 bis 330		198 bis 308

Setzt man zusätzlich zur Nitrifikation/Denitrifikation das Verfahren der Nitritation/Denitritation ein, sinkt der Energiebedarf bezüglich der Stickstoffentfernung um 3 bis 11 % und beim Einsatz der Deammonifikation um 7 bis 13 % (Abbildung 10).

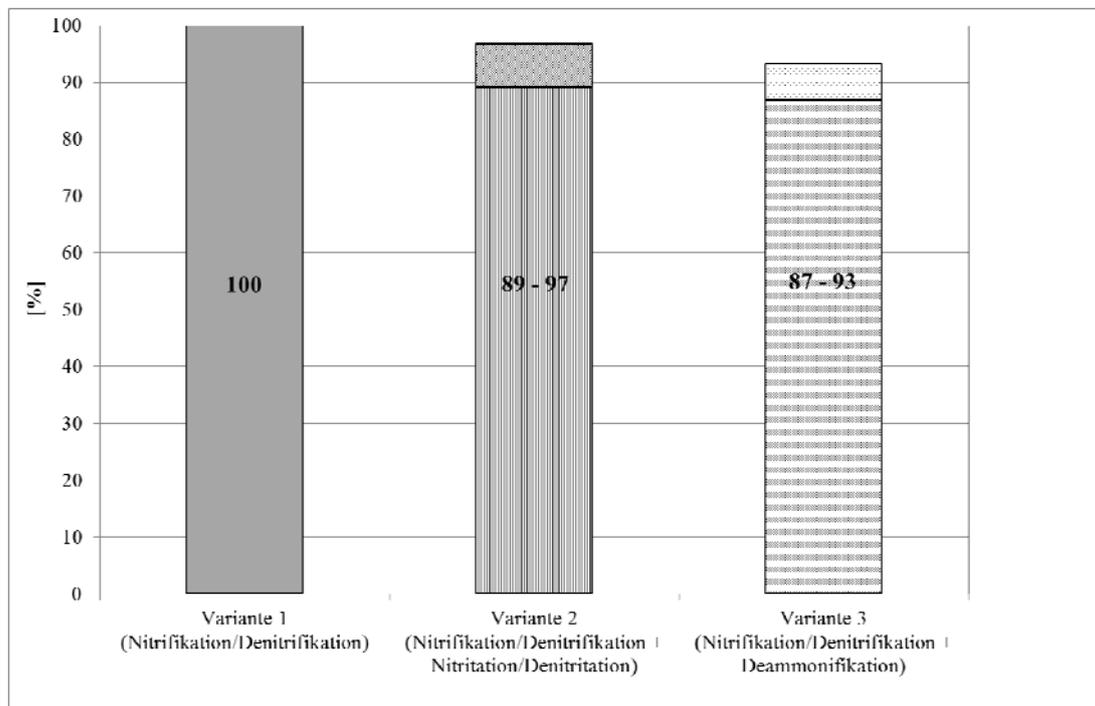


Abbildung 10: Abschätzung des erforderlichen Energiebedarfs für die Stickstoffentfernung zufolge der Annahmen von Abbildung 8 und Tabelle 2, Anm.: ohne Berücksichtigung des Energiegewinns durch den bei der Denitrifikation frei werdenden Sauerstoff.

Der entscheidende Vorteil alternativer biologischer Prozesse der Stickstoffentfernung besteht darin, dass gegenüber der Nitrifikation/Denitrifikation weniger Kohlenstoff benötigt wird. Beim Prozess der Nitritation/Denitritation werden gegenüber der Nitrifikation/Denitrifikation nur 60 % des Kohlenstoffes benötigt. Bei der Deammonifikation ist kein CSB erforderlich (Tabelle 3) (Beier, 2008).

Tabelle 3: Vergleich des erforderlichen Kohlenstoff bei biologischen Verfahren der Stickstoffentfernung

Verfahrens zur N-Entfernung	erforderlicher Kohlenstoff [%]
Denitrifikation	100
Denitritation	60
Deammonifikation	0

2.3 Zusammenfassung

Der Bedarf an Energie für die Gewinnung von Stickstoff ist bedeutend. Vergleicht man die erforderliche gesamte Energie (thermisch und elektrisch) für

die Stickstoffgewinnung auf Kläranlagen am Beispiel Ammoniak-Luft-Strippung mit dem großtechnisch eingesetzten Haber-Bosch-Verfahren, so ist das Haber-Bosch-Verfahren günstiger. Das bedeutet, dass eine Ammoniak-Luft-Strippung in Hinblick auf Ressourcenschonung nicht sinnvoll erscheint.

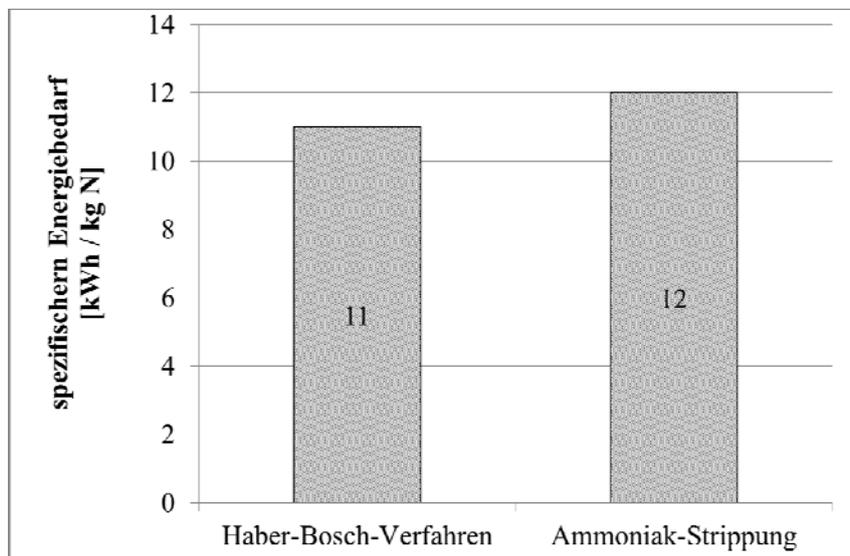


Abbildung 11: Erforderlicher spezifischer Energiebedarf (thermisch und elektrisch) für die Gewinnung von Stickstoff (Svardal/Kroiss, 2009; ARA Kloten/Opfikon, 2011)

Alternative biologische Verfahren der Stickstoffentfernung benötigen gegenüber der Nitrifikation/Denitrifikation weniger Energie. Viel bedeutender ist allerdings die Tatsache, dass hierbei weniger Kohlenstoff erforderlich ist. Auf diese Weise ist es möglich, dass die Vorklärung optimiert betrieben werden kann, um die Gasproduktion der Faulung zu steigern, ohne die Denitrifikation wegen Kohlenstoffmangel zu limitieren, bzw. kann auf eine externe Kohlenstoffdosierung verzichtet werden.

Als Ressource ist Stickstoff im Abwasser zu vernachlässigen. Vielmehr sollte auf dessen Energiebedarf geachtet werden und die Möglichkeit bei gleicher Reinigungsleistung den Gesamtenergiebedarf einer Kläranlage mittels alternativer biologischer Verfahren zu senken.

3 Phosphorrückgewinnung

Für die Phosphorrückgewinnung gilt, dass P mit geringem verfahrenstechnischem Aufwand aus einem Medium rückgewonnen werden kann, wenn er in gelöster Form als Orthophosphat (PO_4^{3-}) vorliegt. Im Ablauf und im Schlammwasser liegt Phosphor zum größten Teil gelöst vor. Nachteil dieser Medien ist ein großer zu bearbeitender Volumenstrom und geringe P-Konzentrationen. Durch Bio-P und chemische P-Eliminierung ist P biologisch oder chemisch an den metallhaltigen Fällmitteln gebunden. Der technische und energetische Aufwand für eine Rückgewinnung steigt dadurch erheblich (Montag, 2008). Die Volumenströme sind jedoch deutlich geringer und P in konzentrierterer Form verfügbar.

Die gegenwärtig bekannten Rückgewinnungstechnologien sind an fünf Stellen in der Kläranlage realisierbar (Abbildung 12).

1. Kläranlagenablauf (ohne gezielte P-Entfernung in der Kläranlage)
2. Schlammwasser (vorzugsweise Bio-P Anlagen)
3. Faulschlamm
4. Entwässerter Klärschlamm
5. Monoklärschlammasche

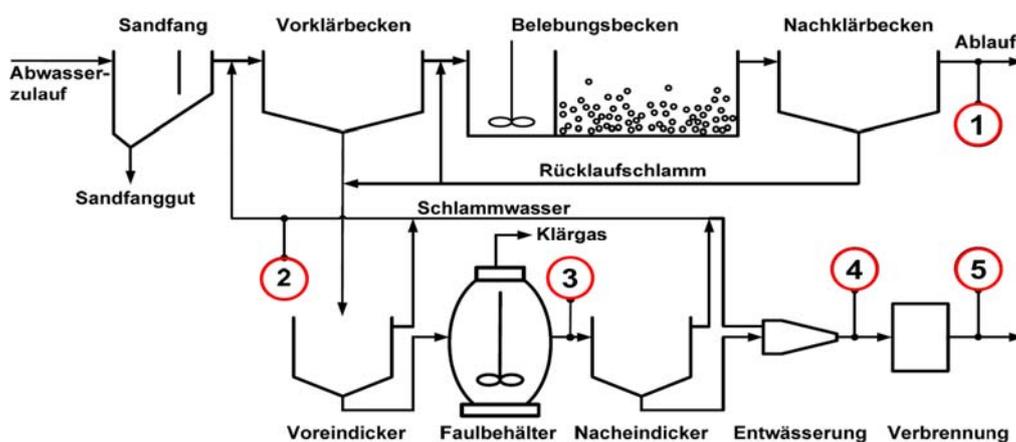


Abbildung 12: Einsatzort für P-Rückgewinnung in kommunalen Kläranlagen modifiziert nach Montag (2008)

Tabelle 4 zeigt die möglichen Einsatzorte für Rückgewinnungsverfahren, den zu erfassenden Volums- bzw. Massenstrom, die P-Konzentration im jeweiligen Medium, die Bindungsform und die maximal erreichbare Rückgewinnungsquote bezogen auf den Kläranlagenzulauf.

Tabelle 4: Gegenüberstellung der möglichen Einsatzstellen in kommunalen Kläranlagen

	Kläranlagen- ablauf	Schlamm- Wasser	Klärschlamm	Klärschlamm- Asche
Volumenstrom/ Massenstrom	200 L/(EW*d)	1-10 L/(EW*d)	0,15 kg/(EW*d)	0,03 kg/(EW*d)
Phosphor- konzentration	< 5 mg/L	20 - 100 mg/L	15-40 g/kg FS	60-100 g/kg TS
Bindungsform	gelöst	gelöst	biologisch/ chemisch gebunden	chemisch gebunden
Rückgewinnungs- - Potential ¹⁾	~ 50 %	~ 30 %	~ 80 %	~ 85 %

1) Rückgewinnungspotential bezogen auf Zulauffracht der Kläranlage modifiziert nach Montag (2008)

In Folge der stark variierenden Charakteristik der phosphorhaltigen Medien auf einer Kläranlage, werden verschiedenartige verfahrenstechnische Ansätze erforscht, entwickelt oder vereinzelt bereits großtechnisch eingesetzt. In den nun folgenden Kapiteln wird der aktuelle Stand im Bereich der P-Rückgewinnung aus dem Abwasser dargestellt. Die verfahrenstechnischen Ansätze werden kurz beschrieben und der technische Aufwand, der Bedarf an Ressourcen und Energie und etwaige anfallende Abfallströme qualitativ erhoben. Für eine übersichtliche Darstellung werden die bekannten Verfahren den oben genannten Kläranlagenflüssen zugeordnet. Im Anschluss an die Beschreibung werden die derzeit bekannten Verfahren aufgelistet. Die angeführten Sterne zeigen den Stand der Entwicklung: *** großtechnisch umgesetzt; ** Pilot-oder halbtechnische Anlage; * Labormaßstab

3.1 Rückgewinnung aus dem Ablauf und Schlammwasser

3.1.1 Kristallisation

Kristallisationsverfahren werden im Anschluss an die biologische Stufe angeordnet und können sowohl im Ablauf als auch in den Prozesswassern aus

der Schlammeindickung bzw. –entwässerung eingesetzt werden. Eine Integration in bereits bestehende Anlagen ist einfach möglich. Voraussetzung ist jedoch eine reine biologische P-Entfernung. Phosphor liegt in diesen Medien bereits gelöst vor und kann durch gezielte Anhebung des pH-Wertes (Bereich 8,5 - 9), Zugabe von Aufwuchsmaterial wie z.B. feine Sande und Zugabe von Fällmitteln rückgewonnen werden. In einzelnen Fällen unterstützen spezielle Reaktoren (z.B. Wirbelschichtreaktoren) die Kristallisation. Der energetische Aufwand und Bedarf an Chemikalien ist eher gering. Abfälle fallen keine an. Als Nachteil, der an dieser Stelle eingesetzten Verfahren, kann die Bewältigung von großen Massenflüssen mit verhältnismäßig geringen P-Konzentrationen und die maximale Rückgewinnungsquote von 50 % der Phosphorzulaufkraft gesehen werden. In den meisten Fällen ist allerdings nicht die Phosphorrückgewinnung an sich primäres Ziel dieser Verfahren. Vielmehr treten bei Bio-P Anlagen aufgrund des hohen Anteils an gelösten Phosphaten im Schlammwasser Struvitinkrustationen in Rohrleitungen und Pumpen auf. Durch gezielte Entfernung werden Ablagerungen und somit Betriebsstörungen vermieden. Weltweit gibt es bereits eine Vielzahl an großtechnischen Anlagen, die marktfähige Dünger herstellen und zahlreiche vielversprechende Versuche die Kristallisation erfolgreich in Kläranlagen zu implementieren

Bekanntes Verfahren: Ostara***, DHV Crystalactor***, Unitaka Phosnix***, Kurita***, Kläranlage Trevisio***, Sydney Waterboard Reaktor***, P-Roc**. CSIR Wirbelschichtreaktor*, PECO*

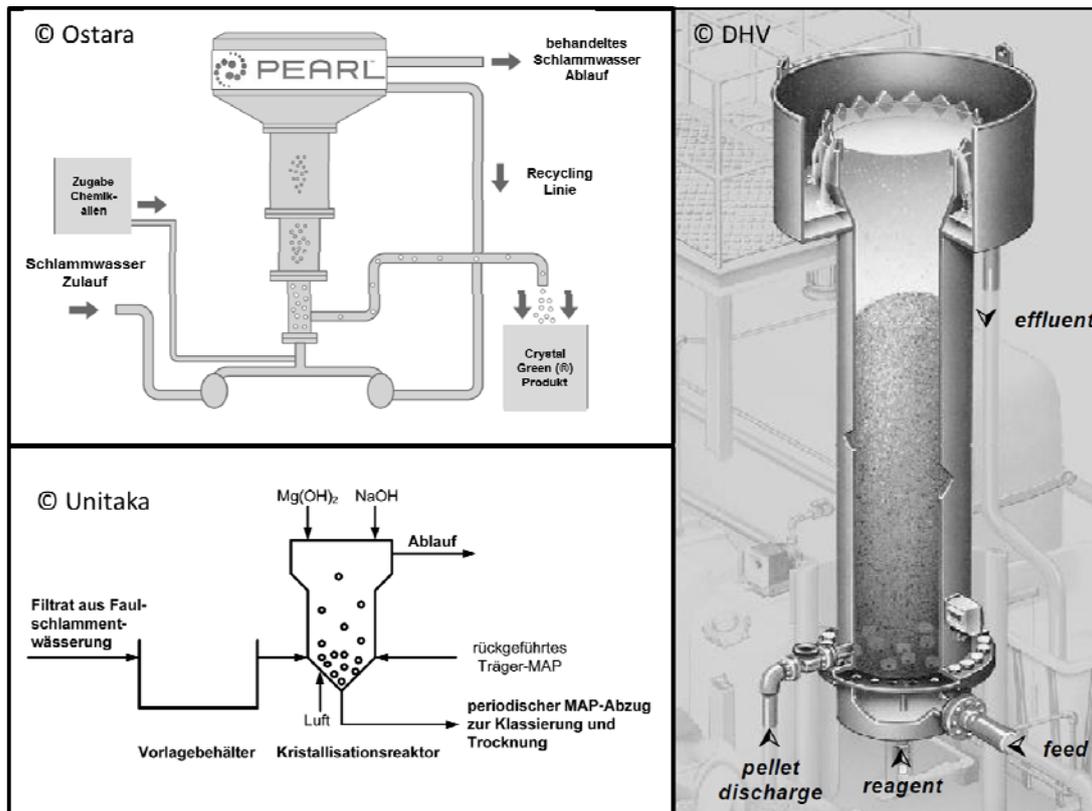


Abbildung 13: Verfahrensschema Ostara, Unitaka, DHV

3.1.2 Fällungsverfahren

Fällungsverfahren orientieren sich an den Prozessen der chemischen Phosphorelimination in der Kläranlage. Beim Phostrip Verfahren eignet sich nur die Nachfällung, da nur dort eine vom biologischen Schlamm separate Rückgewinnung möglich ist. Als Fällmittel sollten Magnesiumverbindungen zum Einsatz kommen, da mit Aluminium- und Eisensalzen ein ungeeignetes Fällprodukt hinsichtlich der Pflanzenverfügbarkeit erzeugt wird. Wie bei den Kristallisationsverfahren ist der Ressourcen- und Energiebedarf gering. Die Rückgewinnungsquote ist jedoch gering (30 % bezogen auf den Kläranlagenzulauf).

Bekannte Verfahren: PHOSTRIP***, PRISA*

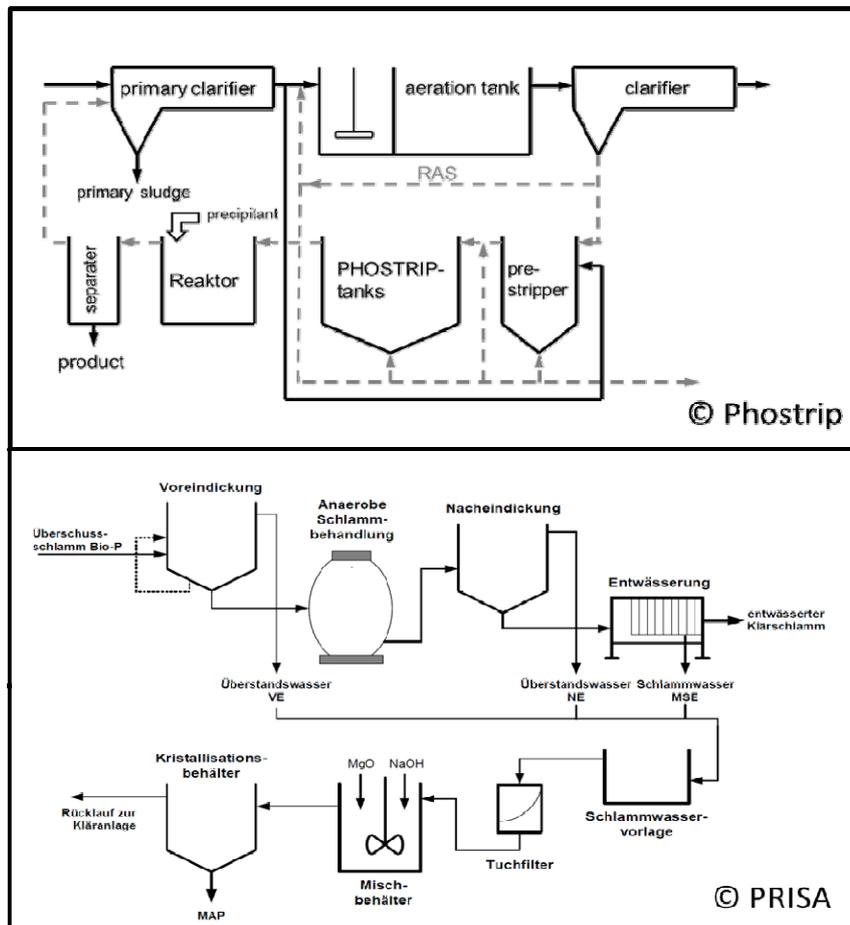


Abbildung 14: Verfahrensschema Phostrip und PRISA

3.1.3 Ionenaustauschverfahren

Ziel ist die Eliminierung der Nährstoffe wie NH_4 , K , PO_4^{3-} über Ionenaustauscher aus dem Abwasser und eine Aufkonzentrierung in der Regenerationslösung. Durch das Zudosieren eines geeigneten Fällmittels in die Regenerationslösung wird Phosphor unter kontrollierten pH-Bedingungen chemisch gefällt. Rem Nut® wurde bereits großtechnisch umgesetzt, scheiterte letztlich an der Leistungsfähigkeit bzw. Regenerierbarkeit des Ionenaustauschers. Innovative Harze, wie sie beim PHOSIEDI Verfahren angedacht sind, sollen die Leistungsfähigkeit steigern. Der Ressourcen- und Energieaufwand ist bis auf die Ionenaustauscher sehr gering. Abfallstoffe fallen keine an.

Bekannte Verfahren: Rem Nut®***, PHOSIEDI*

3.2 Rückgewinnung aus dem Faul-/Klärschlamm

In Abhängigkeit der P-Eliminierung in der Kläranlage (Bio-P, Eisenfällung, Simultanfällung) liegt P im Klärschlamm unterschiedlich stark biologisch und/oder chemisch gebunden vor. Maßgeblicher Prozess der Rückgewinnungsverfahren aus dem Medium Klärschlamm ist die Rücklösung des gebundenen P zu gelöstem Orthophosphat (PO_4^{3-}).

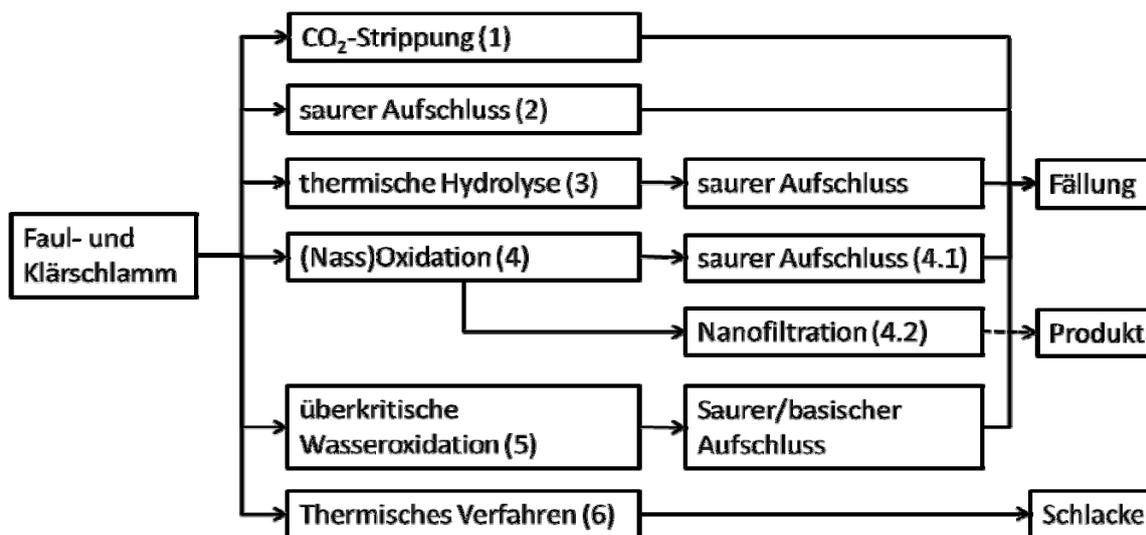


Abbildung 15: Möglichkeiten der P-Rückgewinnung aus dem Faul- und Klärschlamm

3.2.1 Direkte Fällung

Bei diesem bisher einmalig umgesetzten Verfahren (AirPrex ①***, Berliner Wasserbetriebe) erfolgt die Phosphorrückgewinnung direkt im Anschluss an die anaerobe Schlammbehandlung aus der Faulschlammphase. Durch CO_2 -Strippung wird der pH-Wert auf ca. 8 eingestellt und der gelöst vorliegende Phosphor (ca. 30 %) mit Magnesiumchlorid (MgCl_2) gefällt. Die Trennung des entstehenden MAP aus dem Faulschlamm erfolgt mittels eines Hydrozyklon. Voraussetzung für den hohen Anteil an gelöstem Phosphor in der Faulung ist eine Kläranlage mit Bio-P. Ursprünglich wurde die P-Entfernung direkt im Anschluss an die Faulung aufgrund der unkontrollierten Ablagerungen (Struvit) in den Leitungen und Pumpen installiert. Eine hohe Rückgewinnungsquote ist daher nur sekundäres Ziel. Bezogen auf den Kläranlagenzulauf liegt diese bei ca. 27 %. Der Energie- und Ressourcenbedarf ist äußerst gering. Ein weiterer Vorteil dieses Verfahren liegt in der verbesserten Entwässerungsleistung des P-armen Schlammes bei reduzierter Polymerzugabe.

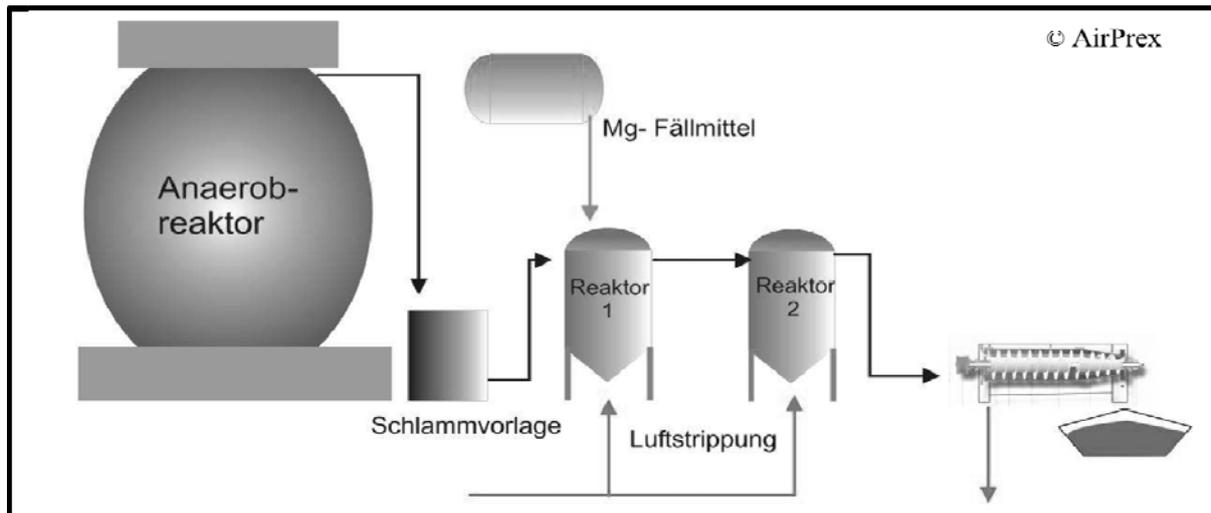


Abbildung 16: Verfahrensschema AirPrex Verfahren

3.2.2 Nasschemische Verfahren

Bei nasschemischen Verfahren wird Klärschlamm mit starken Säuren (H_2SO_4 , HCl) behandelt und ein pH-Wert von ca. 2 eingestellt. Einzelne Verfahren setzen zusätzlich Oxidationsmittel wie Wasserstoffperoxid zur Verbesserung der Rücklösung ein. Rund 90 % des Phosphors kann mit dieser nasschemischen Behandlung rückgelöst werden. Der Rücklösungsprozess ist jedoch nicht selektiv und vormals gebundene Schwermetalle werden unterschiedlich stark rückgelöst. Damit die gelösten Schwermetalle nicht zusammen mit dem Endprodukt ausgefällt werden, sind zwei Verfahren mit unterschiedlichen Ansätzen entwickelt worden.

Seaborne Verfahren: Nach der Rücklösung des Phosphors und der Schwermetalle werden vor der Fest-Flüssigtrennung Sulfide (z.B. Natriumsulfid Na_2S) als Fällmittel zugegeben. Ein Großteil der Metalle und Schwermetalle werden ausgefällt und mit den Feststoffen aus dem Prozess ausgeschieden. Der Wirkungsgrad der Phosphorrückgewinnung wird dadurch verringert, da ein Teil des Phosphors ebenfalls über die Feststoffe ausgeschleust wird. getrockneten und kann einer thermischen Behandlung zugeführt oder auf landwirtschaftliche Flächen ausgebracht werden.

Stuttgarter Verfahren: Die gelösten Schwermetalle werden durch Zugabe von Komplexbildnern (Zitronensäure) während der Fällung in Lösung gehalten und verbleiben somit in der flüssigen Phase. Diese schwermetallhaltige Lösung muss wieder einer Abwasserbehandlung zugeführt werden. Problematisch ist dabei eine

mögliche Aufkonzentrierung der Schwermetalle zum einen in der Kläranlage und in weiterer Folge im Rückgewinnungsverfahren. Zu dieser Problematik gibt es noch Forschungsbedarf.

Als Fällmittel werden in der Regel Magnesium- oder Calciumverbindungen eingesetzt und ein pH-Wert von 8,5 - 9 eingestellt. Als Endprodukte entstehen Magnesiumammoniumphosphate (MAP) bzw. Calciumphosphate (CaP). Die Rückgewinnungsquote dieser Verfahren liegt bei ca. 70 % bezogen auf den Kläranlagenzulauf. Vorteil dieser Verfahren ist der einfache und dezentrale Einsatz bei allen Kläranlagen, unabhängig von der Art der P-Elimination. Der Ressourcenbedarf ist allerdings aufgrund der starken Änderungen des pH-Wertes und des Bedarfs an Fällmittel sehr hoch. Der energetische Aufwand ist sehr gering. Als „Abfallstoffe“ fallen Feststoffe aus der Feststoffabtrennung und Überstände aus der Fällung an. In Abhängigkeit der Prozessführung und der Schwermetalleliminierung sind die Schwermetalle in unterschiedlicher Konzentration in diesen Abfallstoffen zu finden.

Bekannte Verfahren: Seaborne (2)***, Stuttgarter Verfahren (2)**

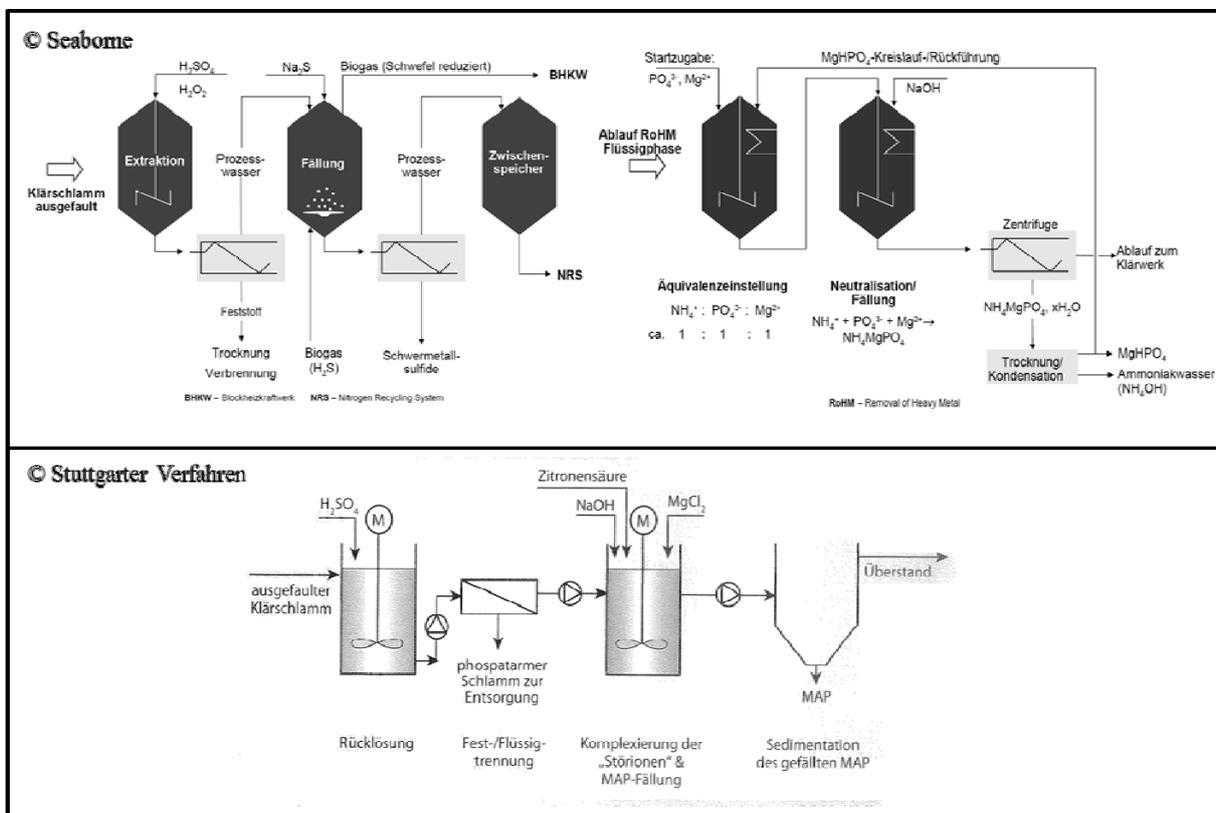


Abbildung 17: Verfahrensschema Seaborne und Stuttgarter Verfahren

3.2.3 Desintegration und nasschemische Verfahren

Mittels verschiedenster Desintegrationsmaßnahmen, weit verbreitet sind Oxidationsverfahren, wird die Organik des Klärschlammes vollständig zerstören, aufgeschlossen und somit Phosphor in Lösung gebracht. Die Prozesse sind sehr komplex und zumeist energieintensiv. Zur Verdeutlichung der Komplexität werden die Verfahrensschritte kurz dargestellt.

Aqua Rec: Grundlage des Verfahrens ist die Überführung des verdünnten Klärschlammes (~ 10 % TS) in eine überkritische Phase. Die überkritische Phase wird bei Temperaturen von über 375 °C und einem Druck von mehr als 220 bar erreicht. Die im Klärschlamm enthaltene Organik wird zu 100 % löslich, während anorganische Stoffe nahezu unlöslich werden. Gase werden abgetrennt und aus dem behandelten Schlamm können durch anschließende Recyclingprozesse Eisen- oder Calciumphosphat gewonnen werden. Dieses Verfahren wurde bereits als Pilotanlage ausgeführt, letztendlich aber aufgrund der hohen Kosten und des Eigenschaften des Endproduktes nicht weiter verfolgt.

LOPROX: Durch Niederdruck Nassoxidation (3 - 20 bar, 120 - 200 °C) wird die Organik zerstört. Anschließend wird die Gasphase von den Feststoffen abgetrennt. Die Nährstoffrückgewinnung erfolgt durch Nanofiltration. Die anfallende Phosphorsäure wird bei pH < 2 gereinigt, nahezu vollständig aus der flüssigen Phase abgetrennt und durch Fällmittelzugabe ausgefällt.

KREPRO: Bei der thermischen Hydrolyse wird der Klärschlamm zuerst eingedickt, mit Schwefelsäure ein pH von 1 - 3 eingestellt und in einem Reaktor auf rund 140 °C erhitzt. Anschließend wird der Schlamm über einen Entspannungstank (flash tank) geführt, Feststoffe mit 50 % TS abgetrennt und aus der flüssigen Phase durch pH Anhebung und Fällmittel Phosphor rückgewonnen. Dieses Verfahren wurde in Schweden 1995 bis 1998 großtechnisch betrieben, aber anschließend nicht mehr weiter verfolgt. Grund sind die hohen Kosten, die durch das wenig überzeugende Eisenphosphat nicht gedeckt werden konnten.

Bekanntes Verfahren: KREPRO (3)***, Aqua Rec (5)**, LOPROX (4)***
PHOXNAN (4)*

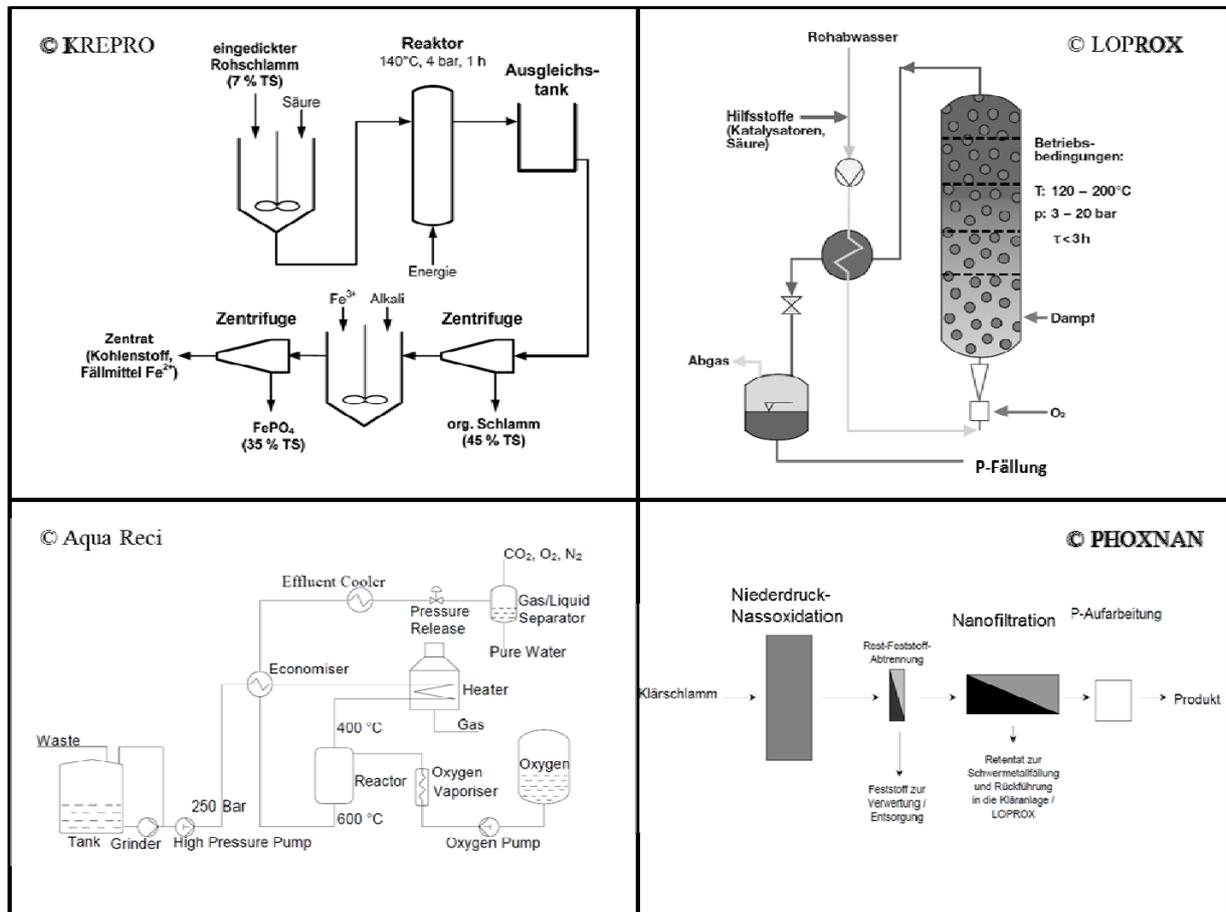


Abbildung 18: Verfahrensschema KREPRO, LOPROX, Aqua Reci und PHOXNAN

3.3 Rückgewinnung aus Monoklärschlammasche

Voraussetzung für eine Rückgewinnung von P aus Aschen ist eine thermische Behandlung des Klärschlammes in Monoverbrennungsanlagen. Eine Verbrennung mit anderen Abfallstoffen darf nicht erfolgen. Nur dadurch ist eine Anreicherung des Phosphors in der Asche (60 - 100 g/kg TS) garantiert. Gleichzeitig werden allerdings auch Schwermetalle in der Asche angereichert. Organische Verunreinigungen werden hingegen nahezu vollständig zerstört.

3.3.1 Nasschemische Verfahren

Analog zu den nasschemischen Verfahren für den Klärschlamm werden Säuren eingesetzt um den P in eine gelöste Form zu bringen. Der dafür nötige Säurebedarf ist aufgrund der starken Bindung des P in der Asche sehr hoch. Es können jedoch Rücklösewirkungsgrad auf gleich hohem Niveau wie beim Klärschlamm erreicht (90 %). Der Prozess ist wiederum nicht selektiv, wodurch

auch Schwermetalle rückgelöst werden. Diese werden durch teils aufwendige Prozessschritte (Ionenaustausch, Flüssig-Flüssig-Extraktion, sequentielle Fällung) abgeschieden. Aufschlüsse mit Basen zeigen schlechte Rücklöseeigenschaften für Phosphor, Schwermetalle hingegen werden nicht rückgelöst. Der Ressourcenbedarf ist äußerst hoch. Am Beispiel des PASCH Verfahrens konnte der Anteil der Betriebskosten an den Jahreskosten mit rund einem Drittel ermittelt werden. Der Energieverbrauch ist sehr gering. Als Abfallstoffe fallen die festen (sauren) Ascherückstände sowie feste und flüssige Überstände der Schwermetallentfrachtung (hohe Gehalte an anorganischen Verunreinigungen) an. Dabei treten v.a. in der flüssigen Phase Schwermetallkonzentrationen auf, die eine spezielle weitere Behandlung erfordern (BMBF, 2011a).

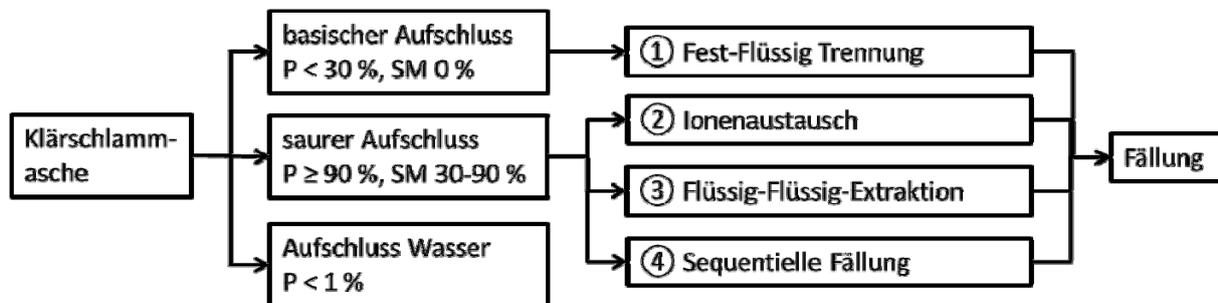


Abbildung 19: Nasschemische Verfahren der Phosphorrückgewinnung

Bekannte Verfahren: METAWATER Gifu City ①***, BioCon® ②**, Eberhard ②*, PASCH ③*, SEPHOS ④*

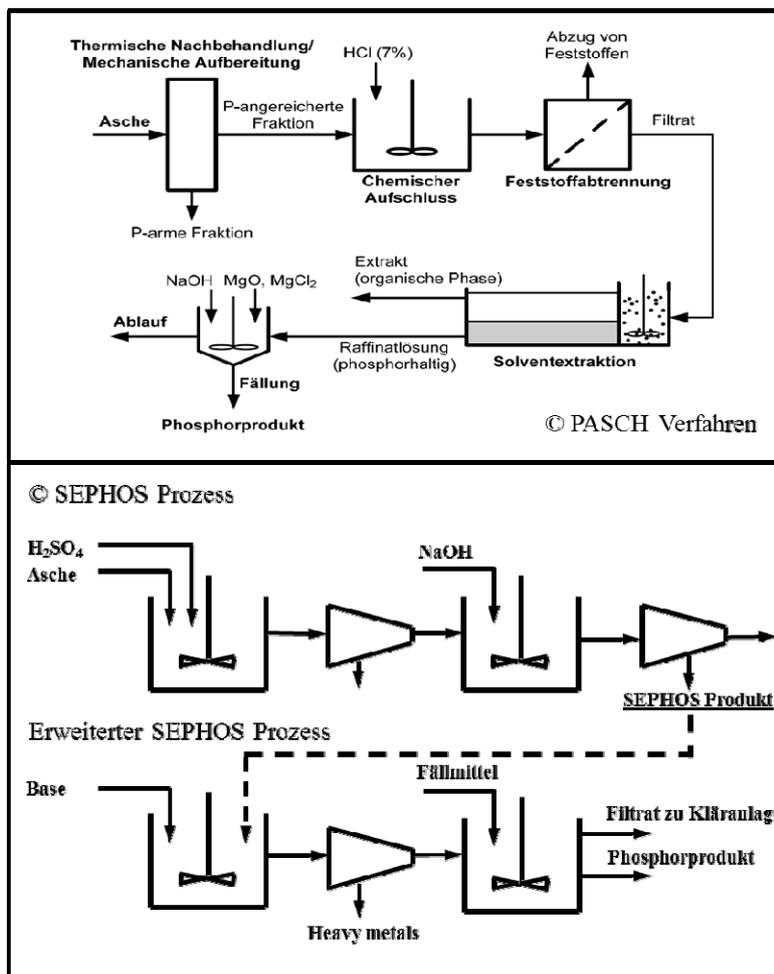


Abbildung 20: Verfahrensschema PASCH und SEPHOS

3.3.2 Thermochemische und metallurgische Verfahren

Diese Rückgewinnungsverfahren arbeiten in einem Temperaturbereich von 850 - 2.000 °C. Die Verfahren lassen sich in

- Verfahren mit Temperaturen unter dem Ascheschmelzpunkt ① und
- Verfahren mit Temperaturen über dem Ascheschmelzpunkt ②

unterteilen. Die Schmelztemperatur von Asche liegt im Bereich von 1.150 - 1.250 °C.

Ziel der Verfahren unter dem Ascheschmelzpunkt ist zum einen die Überführung des Phosphors in eine pflanzenverfügbare Form und zum anderen die Entfrachtung der Asche von Schwermetallen durch Zugabe geeigneter Chloride. Die Chloride verringern die Verdampfungstemperatur der

Schwermetalle und werden über die Gasphase (Rauchgas) abgeschieden. Es entstehen dabei zwei Materialströme:

- Asche mit hohen Phosphorkonzentrationen, Schwermetall entfrachtet
- Rauchgas mit Schwermetallen beladen

Das Rauchgas muss in einer anschließenden Rauchgasreinigung behandelt werden.

Bei den aus der Metallurgie stammenden Verfahren mit Behandlungstemperaturen über dem Ascheschmelzpunkt (die Behandlung erfolgt meist in einem Eisenbad) entstehen 3 Materialströme:

- flüssige Metallphase
- feste Schlackephase mit hoher Phosphorkonzentration
- gasförmige Phase mit leicht flüchtigen Schwermetallen

Wesentlicher Vorteil dieser thermischen Verfahren ist der variable Einsatz von unterschiedlichen Aschen, ob aus Klärschlamm oder Tiermehl. Bei einzelnen Verfahren kann sowohl Klärschlamm als auch Aschen gleichzeitig behandelt werden. Zudem erfolgt eine signifikante Entfrachtung der Schwermetalle. Sie sind primär in den Rauchgasen und in weiterer folgen in den Filterkuchen aus der Rauchgasreinigung nachweisbar. Nachteil der Verfahren ist der vergleichsweise hohe Verbrauch an Energie und der Zusatz von Additiven und Chemikalien. Die Eigenschaften der Endprodukte der metallurgischen Verfahren sind am ehesten mit jenen eines Thomasmehles vergleichbar.

Bekanntes Verfahren: ASH DEC ①**, MEPHREC ②**, ATZ Eisenbadreaktor ②**, thermischer Aufschluss mit Konverterschlacke ②*

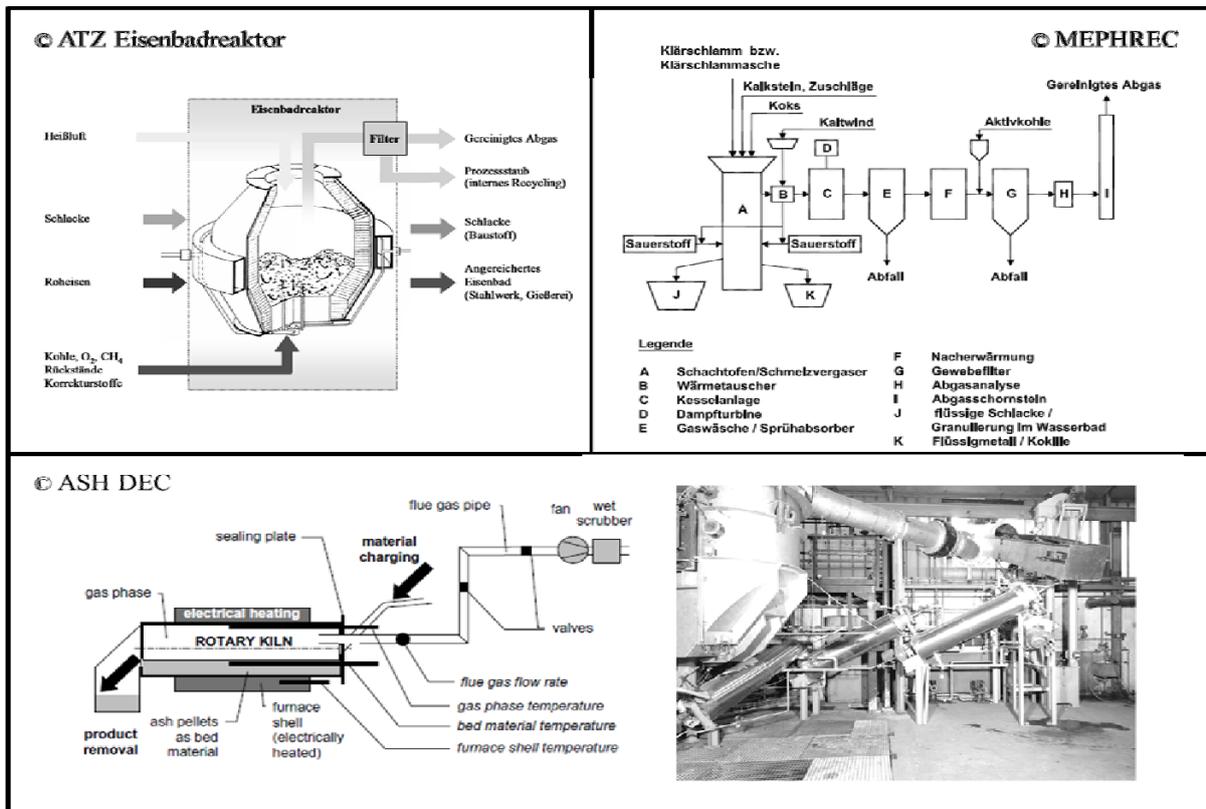


Abbildung 21: Verfahrensschema (ATZ Eisenbadreaktor, MEPHREC und ASH DEC)

3.3.3 Elektrokinetische Verfahren

Durch Anlegen eines elektrischen Feldes wird Phosphor aus der wassergesättigten Klärschlammmasche aufgrund seiner Eigenschaften als Anion, zur Anode hingezogen. Im Gegensatz zu den Kationen (z.B. die meisten Schwermetalle) reichert sich Phosphor an der Anode an und kann selektiv entfernt werden.

Bekanntes Verfahren: EPHOS*

3.3.4 Bioleaching

Bei diesen Verfahren erfolgt die Rücklösung von Phosphor und Schwermetallen über Leachingprozesse mit Hilfe lithotropher Mikroorganismen. Durch die mikrobielle Produktion von Schwefelsäure werden innerhalb kurzer Zeit Phosphor und Schwermetalle freigesetzt. Phosphor kann anschließend selektiv bakteriell rückgewonnen werden.

Bekanntes Verfahren: Inocre*

3.4 Charakteristik der Endprodukt

Bei den Rückgewinnungsverfahren aus dem Schlammwasser, Ablauf und dem Klärschlamm können die Endprodukte grundsätzlich in Magnesiumammoniumphosphate (MAP), Calciumphosphate und Al- und Eisenphosphate differenziert werden. Eine Klassifikation der Endprodukte von Rückgewinnungsverfahren aus der Asche ist hingegen schwierig. Auch bei diesen Verfahren werden MAP oder CaP hergestellt, jedoch auch entfrachtete Aschen oder phosphorhaltige Schlacken, ähnlich dem Thomasmehl (Römer, 2006). Hinsichtlich einer Marktakzeptanz der Sekundärdünger müssen folgende Kriterien berücksichtigt werden:

- Gehalt an Nährstoffen und deren Pflanzenverfügbarkeit
- Düngeeigenschaften ähnlich der derzeit verfügbaren Düngemittel
- Standardisierung der entstehenden Endprodukte
- Gehalt an organischen und anorganischen Verunreinigungen
- Preis

3.4.1 Nährstoffgehalte

Im Vergleich zum Triplesuperphosphat sind die Sekundärprodukte sehr schlecht wasserlöslich (< 5 %). Die Zitronensäurelöslichkeit liegt im Bereich von 75 - 100 % (Abbildung 22). Hinsichtlich der Anreicherung von P im Boden, der Pflanzenverfügbarkeit und der Erträge können die Sekundärdünger mit handelsüblichen Triplesuperphosphaten (TSP) konkurrieren. Zahlreiche in Auftrag gegebene unabhängige Topf- und Feldversuche bestätigen diese Aussage (Römer, 2006, Kratz et al, 2008, Perez, 2011).

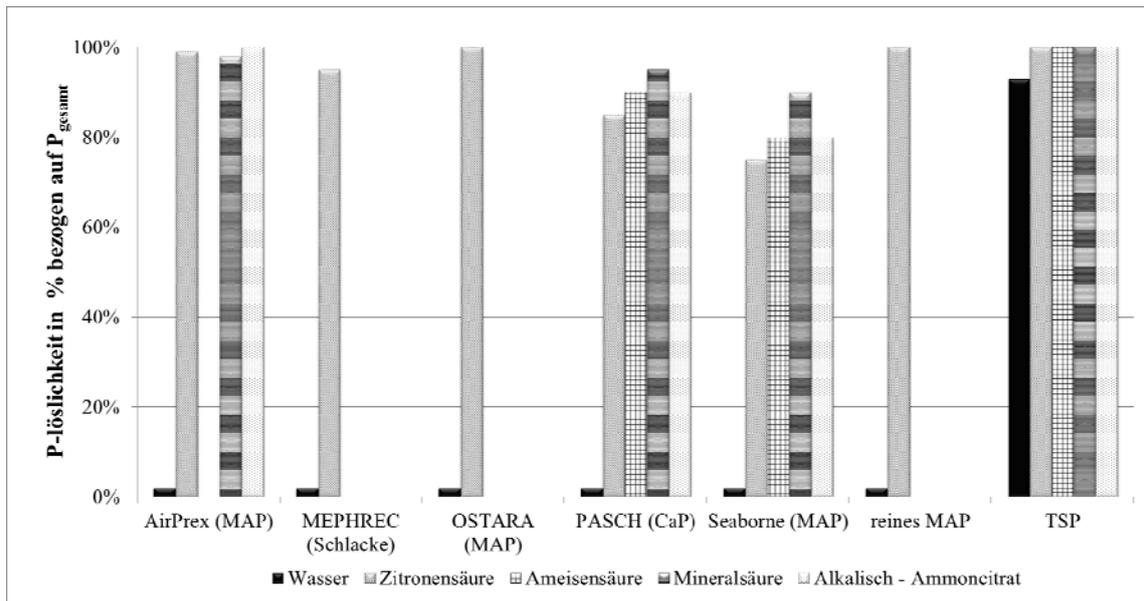


Abbildung 22: P-Löslichkeit unterschiedlicher Sekundärdünger

Tabelle 5: Agronomische Bewertung Phosphor-Düngemittel (Kratz et al., 2008)

	Pflanzenverfügbarkeit	Wirkgeschwindigkeit
Recycling MAP	+	Schnell/Langsam
Recycling CaP	+	Schnell/Langsam
Recycling P-Schlacken	+	Langsam
Fe-und Al Phosphate	+/-	Langsam
Klärschlamm	+	Langsam
Klärschlammmasche	-	Sehr langsam
TSP	+	Schnell

3.4.2 Verunreinigungen

Die bisher bekannten Sekundärdünger liegen hinsichtlich der Schwermetallgehalte immer deutlich unterhalb den von der Düngemittelverordnung vorgegebenen Grenzwerten. Der Gehalt an organischen Verunreinigungen liegt ebenfalls deutlich unter den vorgegebenen Grenzwerten. Hygienische Bedenken der entstehenden mineralischen Dünger können mit sehr hoher Wahrscheinlichkeit ausgeschlossen werden.

3.4.3 Ökonomische Betrachtung

Ein wesentlicher Entscheidungsfaktor für den technischen Fortschritt und die Akzeptanz der Thematik P-Recyclings aus dem Abwasser sind die anfallenden Kosten der entstehenden Endprodukte. Die produktspezifischen Kosten für

1 kg P aus Rückgewinnungsverfahren liegen bei einem gegenwärtigen Marktpreis von 2,3 €/kg P Reinnährstoff aus geogenen Ressourcen, teilweise deutlich darüber. Nur zwei Verfahren, AirPrex und ASH DEC, können mit den derzeitigen Marktpreisen konkurrieren.

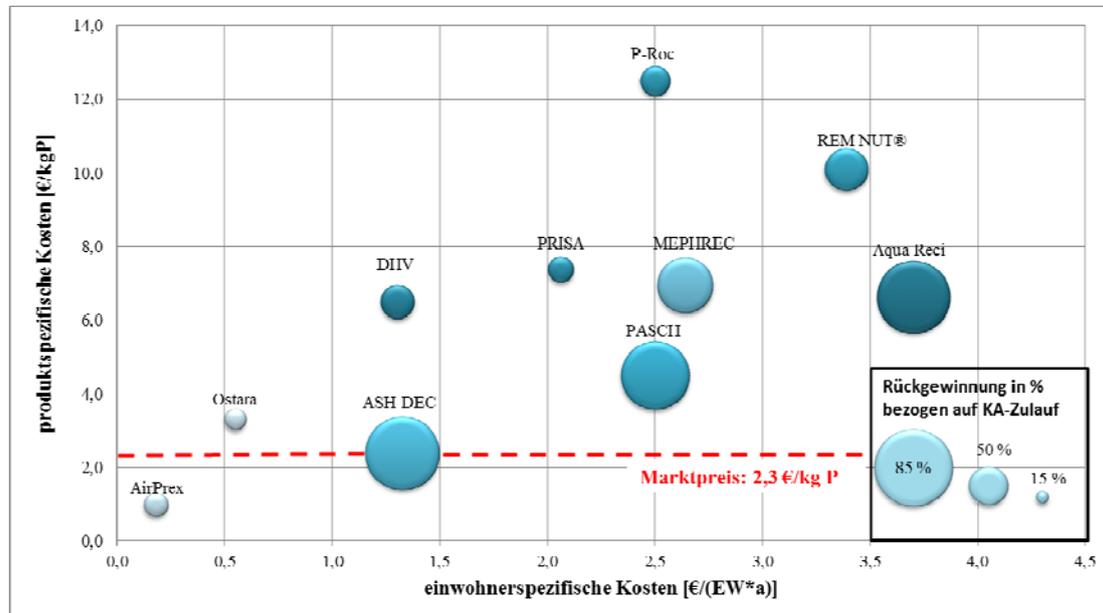


Abbildung 23: Produkt- und einwohnerspezifische Kosten ausgewählter Rückgewinnungsverfahren modifiziert nach Wiebke und Pinnekamp, 2010, erweitert durch eigene Berechnungen.

Jedoch sind bereits Anlagen in Betrieb die eine wirtschaftliche P-Rückgewinnung ermöglichen. Allerdings ist dabei die Rückgewinnung nicht das primäre Ziel. Vielmehr können durch die P-Entfernung aus dem System verschiedene Prozesse auf der Kläranlage optimiert werden. Mit der Installation geeigneter Verfahren im Trübwasser können z.B. die Rückbelastung von Pverringert und gleichzeitig die Ablagerung von Struvit in Leitungen und Pumpen verhindert werden (DHV-Crystalactor, Ostara). Am Beispiel AirPrex wird deutlich, dass durch die Entfernung des gelösten Phosphors in die Faulschlammphase die Struvitinkrustierungen verhindert werden konnten, und die Entwässerbarkeit des Klärschlammes deutlich verbessert wurde. Damit sank der Verbrauch an Antiinkrustationsmitteln und Konditionierungsmitteln deutlich. Zudem konnten die Entsorgungskosten aufgrund der verringerten Klärschlammmenge reduziert werden. Der anfallende Phosphordünger kann somit als Benefit angesehen werden.

3.5 Überblick der verfügbaren Technologien zur Rückgewinnung von Phosphor aus dem Abwasser, Schlammwasser, Klärschlamm und der Klärschlammasche

Tabelle 6: Zusammenfassung der Verfahren zur Phosphorrückgewinnung

	Name	Verfahren	Produkt	Stand	WG ¹	Literatur
Ablauf oder Schlammwasser	Adsorptionsverfahren	Fällung	CaP	*	-	Donnert, 2001
	CSIR	Kristallisation	MAP	*	>45%	CSIR, 2012
	DHV Crystalactor	Kristallisation	CaP	***	>50%	Giesen, 2002
	Kläranlage Treviso	Kristallisation	MAP	***	>50%	Checchi et al, 2003
	Kurita	Kristallisation	MAP	*	>45%	-
	Magnetseparator	Fällung	Al/Fe-P	*	-	-
	Nishihara Reaktor	Kristallisation	MAP	***	>35%	Petruzelli et al, 2008
	NuReSys	Kristallisation	MAP	*	-	
	Ostara	Kristallisation	MAP	***	>30%	Ostara, 2008
	PECO	biolog. Remobilisierung, Meerwasserfällung	MAP	*	>35%	Dockhorn, 2007
	PHOSEIDI	Kristallisation	MAP	*	-	BMFB, 2011
	Phosnix Unitika	Kristallisation	MAP	***	>50%	Ueno et al, 2001
	Phostrip	Fällung	MAP	***	-	Kaschka et al., o.J.
	PRISA	Fällung	MAP	*	>45%	Montag, 2008
	P-RoC	Kristallisation	CaP	**	>45%	BMFB, 2011
REM NUT	Ionenaustausch	MAP	**	>50%	Liberti, 2001	
Sydney Waterboard	Kristallisation	CaP	***	>45%	Angel, 1999	

Faul-/Klärschlamm	AirPrex	CO ₂ , Strippung, Fällung	MAP	***	>30%	Heinzmann et al., o.J.
	Aqua Critox ®	Nassoxidation, Fällung	MAP	*	85%	O'Callaghan et al., 2009
	Aqua Reci	SCWO, Fällung	MAP	***	85%	Stendahl et al, 2004
	CAMBI	Nassoxidation, Fällung	MAP/CaP	***	0%	Sievers et al, 2005
	FIXPhos	Kristallisation	CaP	*	35%	BMFB, 2011
	HeatPhos	Temperatur, Fällung	MAP/CaP	*	75%	Kuroado et al, 2001
	KemiCond	Nassoxidation, Fällung	MAP/CaP	***	0%	Schaum et al., 2005a
	KREPRO	Thermische Hydrolyse, Fällung	MAP/CaP	**	>70%	Berg et al., 2005
	LOPROX	Nassoxidation, Fällung	MAP/CaP	*	90%	Blöcher, 2005
	PHOXNAN	LOPROX, Nanofiltration, Fällung	MAP	*	80%	BMFB, 2011
	Seaborne	sauer nasschemisch, Sulfidbehandlung, Laugung, Fällung	MAP	***	70%	Günther, 2011
	Stuttgarter Verfahren	sauer nasschemisch, Laugung, Fällung	MAP	**	70%	Weidelehner, 2010

Klärschlammmasche	ASH DEC	Thermochemisch	behandelte Asche	**	85%	Adam et al., 2009
	ATZ Eisenbadreaktor	Metallurgisch	Schlacke	**	90%	Mocker et al., 2010
	BioCon	sauer nasschemisch, Ionentauscher	P-Säure	**	90%	Hultman et al, 2003
	Eberhard	sauer nasschemisch, Ionentauscher	CaP	*	80%	Franz, 2007
	EPHOS	Elektrokinetisch	-	*	-	Sturm et al., 2010
	Inocre-Verfahren	Bioleaching	-	*	-	-
	LOTUS	Nasschemisch, Fällung	CaP	**	60%	Morishima, 2009
	Mephrec	Metallurgisch	Schlacke	**	>80%	Ignitec, 2009
	PASCH	sauer nasschemisch	CaP	**	80%	BMFB, 2011
	SEPHOS	sauer nasschemisch, Laugung, SEPHOS Produkt	-	*	90%	Schaum et al., 2005b
	Advanced SEPHOS	SEPHOS Produkt, basisch nasschemisch, Fällung	CaP	*	80%	Berg et al., 2005
	SESAL-Phos	sauer nasschemisch, Laugung, Fällung	CaP	*		BMFB, 2011
	Therm. Aufschluss Konverterschlacke	Metallurgisch	Schlacke	*	90%	Rex et al, 2008
	Thermphos	Sinterung, Heizkessel, Kondensation	reines P ₄	***	90%	Schipper, 2001

¹ Wirkungsgrad des Verfahrens bezogen auf den Kläranlagenzulauf

* Labormaßstab, ** Halbtechnisch oder Pilotanlage, *** Großtechnische Umsetzung

MAP = Magnesiumphosphat, CaP = Calciumphosphat

3.6 Entwicklungen Österreich und weltweit

3.6.1 Österreich

In Österreich (Leoben) wurde das ASH DEC Verfahren zur Rückgewinnung von Phosphor aus der Klärschlammmasche entwickelt. Mit diesem Verfahren konnte im Pilotmaßstab bereits ein zugelassener Handelsdünger produziert werden. Nach Insolvenz der Firma ASH DEC wurde sie von OUTOTEC übernommen.

An der Montanuniversität Leoben wird seit kurzem an einer Pilotanlage im Rahmen eines EU-Projektes zur Rückgewinnung von Phosphor aus der Klärschlammmasche geforscht (RecoPhos-Prozess). Die Asche wird in einem Flash-Reaktor oxidierend eingeschmolzen und in einer weiteren Stufe wird die Schlacke reduziert. Phosphor wird in die Gasphase überführt und kann anschließend als Phosphorkonzentrat rückgewonnen werden.

Am Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft der Technischen Universität Wien wird derzeit an einem Projekt zur vergleichenden Bewertung der gegenwärtig verfügbaren P-Rückgewinnungsverfahren aus dem Abwasser gearbeitet. Anhand von technologischen, ökologischen und ökonomischen Kriterien werden die Verfahren bewertet und sollen als Grundlage für zukünftige Bewilligungsverfahren dienen. Im Zuge dieses Projektes werden des Weiteren praktische Laborversuche zur nasschemischen Rückgewinnung von Phosphor aus dem Klärschlamm durchgeführt. Ziel sind Erkenntnisse über das Verhalten von Phosphor und Schwermetallen während den Rücklöse-, Abtrennungs- und Fällprozesse. In weiter Folge werden auch die möglichen Auswirkungen einer Rückführung der schwermetallhaltigen Rückstände in eine Kläranlage untersucht. Ergebnisse werden für Mitte des Jahres 2013 erwartet.

Zudem arbeitet derzeit eine eigene Arbeitsgruppe des Österreichischen Wasser- und Abfallwirtschaftsverbandes (ÖWAV) an einem Positionspapier zum Thema „Klärschlamm als Ressource“.

3.6.2 Deutschland

In Deutschland wird bereits an zahlreichen Universitäten zum Thema P-Recycling aus dem Abwasser geforscht. Zudem wurde Ende 2011 eine umfangreiche Förderinitiative des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BMBF) und des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) zum Thema "Kreislaufwirtschaft für Pflanzennährstoffe, insbesondere Phosphor" abgeschlossen (BMBF, 2011b). Im Mittelpunkt dieser Initiative stand die Rückgewinnung von Phosphor (Phosphat) aus Abfallstoffen - insbesondere aus kommunalen Abwässern und Klärschlämmen sowie anderen geeigneten Sekundärrohstoffen. Die Initiative umfasste z.B. die Entwicklung von Rückgewinnungsverfahren aus den verschiedensten Flüssen der Kläranlage, Analyse der Endprodukte und ökologische Bewertung der Verfahren (<http://www.phosphorrecycling.de>). In Deutschland sind derzeit das AirPrex- und Seaborne Verfahren großtechnisch in Betrieb. Im Pilotmaßstab wird derzeit am Stuttgarter Verfahren geforscht.

3.6.3 Niederlande

Eine landwirtschaftliche Verwertung des Klärschlammes wird in den Niederlanden aufgrund der sehr niedrigen Schadstoffgrenzwerte, des aus der Massentierhaltung ausreichend zur Verfügung stehenden Wirtschaftsdüngers und der geringen Akzeptanz der Bevölkerung faktisch nicht praktiziert.

Ein P-Rückgewinnungsverfahren, der DHV-Crystalactor, war in den Niederlanden (Kläranlage Geestmerambacht) bereits großtechnisch in Betrieb und produzierte ein P-Endprodukt für die Phosphorindustrie. Aufgrund zurückgehender P-Konzentrationen im Zulauf der Kläranlage war die Anlage nicht mehr wirtschaftlich zu betreiben und wurden eingestellt (Giesen, 2002).

Einen interessanten Weg geht das niederländische Unternehmen Thermphos (Hersteller verschiedener Phosphorprodukte) in Kooperation mit Kläranlagen und dem Non-Profit Betreiber SNB einer Monoverbrennungsanlage ein. Kläranlagen werden angehalten von einer Phosphorentfernung mit Eisen auf eine Fällung mit Aluminium umzusteigen. Eine eisenarme Asche ist die Voraussetzung für eine Eingliederung in den späteren Prozess des Thermphos Unternehmens. Der anfallende Klärschlamm wird in einer Monoverbrennungsanlage thermisch behandelt und die anfallende eisenarme Asche wird als Sekundärprodukt ohne weitere Vorbehandlung in den gewöhnlichen Phosphorherstellungsprozess aus Phosphatgestein zugeführt. Entsorgungskosten für die Asche entfallen bzw. zahlt Thermphos den Betreibern der Verbrennungsanlage für die Asche. Dieser Kostenvorteil wird an die Kläranlagen weitergegeben. Als Endprodukt des Thermphos Unternehmens fällt reiner Phosphor (P_4) an und kann nach den gewünschten Erfordernissen weiterverarbeitet werden. Nach Angaben der Betreiberfirma können so rund 30 % des in den Niederlanden anfallenden Klärschlammes verwertet werden. (Schipper et al, 2001).

ICL Fertilizer Europa, der größte PK-Dünger (Phosphor und Kalium) Hersteller Europas plant 10 - 15 % seines Rohmaterialbedarfes an Phosphatgestein durch Klärschlamm-Asche zu substituieren. Aufgrund der nasschemischen Prozessführung zur Düngerherstellung muss im Vergleich zum Thermphos-Prozess der Eisengehalt in der Asche nicht berücksichtigt werden (SCOPE Newsletter, 2012).

2010 wurde eine „Nutrient platform“ unter der Beteiligung zahlreicher Verbände, NGO's, Unternehmen und der Politik gegründet um eine zukünftige Strategie hinsichtlich einer Nährstoffrückgewinnung im Bereich der Siedlungswasserwirtschaft zu entwickeln (www.phosphaterecovery.com).

3.6.4 Schweiz

In der Schweiz gilt seit dem Jahr 2006 ein striktes Ausbringungsverbot von Klärschlamm. Ab 2015 soll der gesamte anfallende Klärschlamm des Kantons Zürich in einer zentralen Monoverbrennungsanlage thermisch behandelt werden. Das entspricht rund 1/3 des in der Schweiz anfallenden Klärschlammaufkommens. Die Klärschlammmasche soll auf einer Deponie zwischengelagert werden und stellt zukünftig eine national nutzbare P-Ressource dar (AWEL, 2011).

3.6.5 Nordamerika/Kanada

Im nordamerikanischen Raum bzw. Kanada sind bereits vier Anlagen der Firma Ostara im Einsatz und drei weitere in Planung. Phosphor wird bei diesem Verfahren als MAP aus dem Prozesswasser gewonnen und als hochwertiger Rasendünger vertrieben. Das Geschäftsmodell sieht vor, dass die Anlagen nicht verkauft werden, sondern die Kläranlagenbetreiber für den erfolgreichen Betrieb, das bedeutet für die P-Entfernung, zahlen. Bis Ende Sommer 2012 soll auch in England, auf der Kläranlage in Slough, Berkshire, dieser Anlagentyp errichtet werden und der anfallende Dünger auf nahegelegenen Golfplätzen zum Einsatz kommen.

3.6.6 Japan

In Japan werden zwei Reaktoren mit einem ähnlichen Prinzip wie das Ostara Verfahren betrieben (Nishihara Reaktor und Phosnix-Unitaka). Das Endprodukt wird ebenfalls als Dünger vertrieben (Ueno, 2000).

Der Vollständigkeit halber werden auch die großtechnisch umgesetzten Anlagen auf der Kläranlage Trevisio und in Sydney (Waterboard Reaktor) genannt. Beide Verfahren setzen im Prozesswasser einer Kläranlage an und funktionieren nach einem ähnlichen Prinzip wie die bereits genannten Verfahren in diesen Stoffflüssen.

4 Ausblick Nährstoffrückgewinnung

Eine groß angelegte Umfrage unter Experten im Rahmen der deutschen Förderinitiative gibt für die Nährstoffrückgewinnung aus dem Abwasser und den in den Kläranlagen anfallenden Abfallströmen folgenden Ausblick (BMBF, 2011b). Auszüge aus dieser Umfrage:

- Die Phosphorrückgewinnung wird spätestens im Jahr 2030 in den Industrieländern Einzug halten und wird ab dann wirtschaftlich sein. Dafür nötig ist die sofortige Unterstützung der Einführung von Verfahren der P-Rückgewinnung durch politische Maßnahmen.
- Die direkte Wiederverwendung von Nährstoffen in vielen Ländern wird aufgrund der zunehmenden Bedeutung der Spurenstoffproblematik erschweren und bietet dadurch den Technologien zur Nährstoffrückgewinnung neue Marktchancen.
- Sollte das P-Recycling flächendeckend umgesetzt werden, so wird in der Einführungsphase eher auf einfache Verfahren an vielen (auch kleineren Standorten) gesetzt, als die Umsetzung komplexer Verfahren in zentralen Anlagen. Vor allem das relativ einfach zu realisierende Recycling aus der flüssigen Phase, vor allem aus Schlammwasser, wird als besonders relevantes Verfahren eingestuft.
- Die Klärschlammverbrennung wird sich in vielen Industrieländern etwa im gleichen Zeitraum wie die Phosphatrückgewinnung etablieren. Gleichzeitig wird auch die Phosphatrückgewinnung aus Asche an Bedeutung zunehmen. Im Vergleich zwischen einer Rückgewinnung aus Faul- bzw. Klärschlamm und Asche wird letzteres bevorzugt.
- Die Qualität der entstehenden Produkte wird im Vergleich zu wirtschaftlichen und verfahrenstechnischen Aspekten ein Knackpunkt sein. Ziel ist ein möglichst sauberes Produkt mit optimaler Pflanzenverfügbarkeit (vergleichbar mit derzeitigen Handelsdüngern).

5 Fazit

Die Rückgewinnung von Stickstoff auf Kläranlagen ist unter den derzeitigen Rahmenbedingungen im Hinblick auf eine Ressourcenschonung allenfalls über eine Verwertung von Klärschlamm anzustreben. Gängige Verfahren wie die Ammoniakstrippung, die eine höhere Stickstoffgewinnung auf der Kläranlage erreichen können, sind energetisch nicht mit dem Haber-Bosch-Verfahren konkurrenzfähig.

Im Gegensatz dazu ist die Rückgewinnung des im Abwasser enthaltenen Phosphors anzustreben. Mit der jährlich im Abwasser enthaltenen P-Fracht (8.200 t P) kann der Import an P-Mineraldünger (~ 13.000 t P) theoretisch bis zu 2/3 substituiert werden. Die direkte oder indirekte landwirtschaftliche Verwertung des Klärschlammes bzw. der Klärschlammkomposte, sind Möglichkeiten diese P-Ressource zu nutzen. Diese Möglichkeiten werden jedoch aufgrund unterschiedlicher regionaler und lokaler Einschränkungen nur für einen kleinen Teil der österreichischen Klärschlämme genutzt und der Großteil der Ressource Phosphor aus Abwasser und Klärschlamm geht derzeit verloren.

Eine Verwertung von Aschen aus Klärschlammmonoverbrennungen oder der Verwendung dieser Asche in der Düngemittelindustrie wäre eine weitere Möglichkeit der Nutzung des Phosphors aus dem Abwasser. Für diese Möglichkeiten fehlen derzeit jedoch die rechtlichen Rahmenbedingungen.

Mit verschiedenen bekannten und neu entwickelten Technologien kann die Ressource Phosphor auch aus dem Abwasser, dem Klärschlamm und der Klärschlammmasche rückgewonnen werden. Ziel dieser Verfahren ist zum einen die Entfrachtung der genannten Stoffströme von potentiell schädlichen organischen und anorganischen Verunreinigungen und zum anderen die Erzeugung eines Produktes, welches in der Landwirtschaft als Dünger, oder in der Phosphorindustrie eingesetzt werden kann. Im Vergleich zur direkten Verwertung ist ein höherer Energie- und Ressourcenaufwand durch den Einsatz dieser Rückgewinnungstechnologien nötig. Derzeit wird in Richtung dieser neuer Technologien viel geforscht und mehrere großtechnische Anlagen wurden bereits errichtet. In Hinblick auf eine zukünftige Nutzung der Ressource P aus

dem Abwasser werden unter Berücksichtigung der regionalen und lokalen Rahmenbedingungen folgende Fragestellungen abzuwägen sein:

- Ist eine landwirtschaftliche Verwertung des Klärschlammes aus technischer, organisatorischer und rechtlicher Sicht möglich? Ist sie aus Sicht des Bodenschutzes vertretbar und kann sie mittel- bis längerfristig abgesichert werden?
- Welche Rückgewinnungsverfahren sind in Hinblick auf Wirtschaftlichkeit und Ressourcenschonung am effektivsten?
- Ist der zusätzliche Ressourcenaufwand für die Anwendung eines Verfahrens zur Rückgewinnung des Phosphors aus Abwasser, Klärschlamm oder Klärschlammmasche durch die Qualitätsverbesserung des Sekundärdüngers gerechtfertigt?
- Kann im Falle einer Monoverbrennung die Klärschlammmasche direkt in bestehende und bewährte Verfahren der Düngemittelproduktion (Thermphos, ICL Fertilizer) eingegliedert oder gar direkt einer Verwertung zugeführt werden? Unter welchen Rahmenbedingungen ist das möglich?

6 Literatur

- Adam, C., Peplinski, B., Michaelis, M., Kley, G., Simon, F.-G. (2009) AdamThermochemical treatment of sewage sludge ashes for phosphorus recovery. *Waste management* 29, pp. 1122 – 1128.
- Angel, R. (1999) Removal of Phosphate from Sewage as Amorphous Calcium Phosphate. *Environmental Technology* 20 (7), pages 709 – 720.
- ARA Kloten/Opfikon (2011) Stickstoffrückgewinnung und Düngerherstellung aus Faulwasser, Broschüre.
- AWEL (2011) Klärschlamm-Agenda, Information zur zukünftigen Klärschlamm Entsorgung im Kanton Zürich. Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft. Zürich.
- Beier M., Sander M., Schneider Y., Rosenwinkel K.-H. (2008) Energieeffiziente Stickstoffelimination, Verfahrensüberblick zur Nitrifikation/Deammonifikation und Auswirkungen auf den Energiebedarf von Kläranlagen, KA – Korrespondenz Abwasser, 55. Jahrgang, 6/2008.

- Berg, U., Schaum, C. (2005) Recovery of phosphorus from sewage sludge and sludge ashes - applications in Germany and Northern Europe, Proceedings of the 1. National sludge symposium, 23. - 25. March 2005, pp. 87 - 98, Izmir; Turkey.
- Blöcher, C., Koh, C.N., Meier, J., Melin, T. (2005) Phosphorrückgewinnung über Klärschlamm über Nassoxydation und Nanofiltration. 75. Darmstädter Seminar – Abwassertechnik – am 12./13..12.2005 in Darmstadt, TU Darmstadt.
- BMBF (2011a) Rückgewinnung von Pflanzennährstoffen, insbesondere Phosphor aus der Asche von Klärschlamm. Abschlussbericht. Bundesministerium für Bildung und Forschung.
- BMBF (2011b) Phosphorrecycling - Ökologische und wirtschaftliche Bewertung verschiedener Verfahren und Entwicklung eines strategischen Verwertungskonzeptes für Deutschland (PhoBe). Abschlussbericht. Bundesministerium für Bildung und Forschung.
- BMLFUW (2009) Bundesabfallwirtschaftsplan, Statusbericht 2009. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Abteilung VI/3. Wien.
- BMLFUW (2011) Grüner Bericht 2011 – Bericht über die Situation der österreichischen Land- und Forstwirtschaft im Jahr 2010, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Abteilung II/5. Wien.
- CSIR (2012) <http://www.csir.co.za/>
- Cordell, D. White, S., Drangert, J.O. (2009) The story of phosphorus: Global food security and food for thought. *Global Environmental Change* 19, pp. 292–305.
- Dockhorn, T. (2007) Rückgewinnung von Phosphaten aus Abwasser und Klärschlamm mit dem PECO Verfahren. *Müll und Abfall* 08/2007, pp. 380 - 386.
- EFMA (2000) Understanding phosphorus and its use in agriculture – phosphorus. Essential Element for Food Production. European Fertiliser Manufacturers' Association (EFMA), Brussels, Belgium (in German: thermal treatment of sewage sludge: co-incineration, bulletin DWA-M 387, draft May 2009).
- Everding, W., Pinnekamp, J. (2011) Kostenabschätzung von ausgewählten Phosphorrückgewinnungsverfahren. In: *Gewässerschutz - Wasser - Abwasser*, Band 228. Kreislaufwirtschaft für Pflanzennährstoffe, insbesondere Phosphor, Schlusspräsentation, 14.9.2011 Berlin.
- FAO (2000) Fertiliser Requirements in 2015 and 2030. Food and Agriculture Organisation of the United Nations (FAO), Rome, Italy.
- Franz, M. (2007) Phosphate fertilizer from sewage sludge ash (SSA). *Waste Management* 28, pp. 1809–1818.
- Giesen, A. (2002) The Crystalactor® – Abwasserbehandlung mittels Kristallisation ohne Abfälle. DHV Water BV, Amersfoort, The Netherlands. Link: www.dhv.com.
- Günther, L. (2011) Großtechnische Nährstoffrückgewinnung und Schadstoffausschleusung aus kommunalen Kläranlagen. Dissertation. Veröffentlichung des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Universität Braunschweig 79.
- H&K (2012) Magazin Humuswirtschaft und Kompost. Persönliche Mitteilung Frau Maria Thelen-Jüngling am 17.2.2012.

- Heinzmann, B., Engel, G. (2006) Induced Magnesium Ammonia Phosphate Precipitation to Prevent Incrustations and Measures for Phosphorus Recovery. Berliner Wasserbetriebe. Water Practice & Technology, Vol 1 (3).
- Hultman, B., Levlin, E., Plaza, E., Stark, K. (2003) Phosphorus recovery from sludge in Sweden - possibility to meet proposed goals in an efficient sustainable and economic way. Proceedings of a Polish-Swedish seminar, Report No 10. Joint Polish - Swedish Reports, Gdansk Poland, 23-25 March 2003. TRITA.LWR REPORT 3004, pp. 19-28.
- Ignitec (2009) Mephrec - Metallurgisches Phosphor-Recycling aus Klärschlammen und Filterstäuben als Voraussetzung für die wirtschaftliche Erzeugung eines hochwertigen Phosphor-Düngemittels aus Abfällen. Ingenieurbüro für Gießereitechnik GmbH. Leipzig.
- Jasinski, S. (2010) 2008 - Minerals Yearbook, Phosphate Rock (advanced release).
- Kaschka, E., Donnert, D. (o.J.) Das Phostrip-Verfahren in Kombination mit "Aktivfiltration", ein wirtschaftlicher Weg zur P-Rückgewinnung? Forschungszentrum Karlsruhe GmbH.
- Kratz, S., Schnug, E. (2008) Agronomische Bewertung von Phosphat-Düngern. In: Ressourcen schonender Einsatz von Phosphor in der Landwirtschaft. Symposium am 10./11.11.2008 in Braunschweig.
- Kuroda, A., Takiguchi, N., Gotanda, T., Nomura, K., Kato, J., Ikeda, T., Ohtake, H. (2001) A Simple Method to Release Polyphosphate from Activated Sludge for Phosphorus Reuse and Recycling. Biotechnology and Bioengineering Vol 78 (3), pp. 333-338.
- Liberti, L, Petruzzelli, D., De Florio, L. (2001) REM NUT Ion Exchange Plus Struvite Precipitation Process. Environmental Technology Vol. 22 (11), pp. 1313-1324.
- Mocker, M., Löh, I., Stenzel, F. (2010) Wertstoffrückgewinnung aus Verbrennungsrückständen. Chemie Ingenieur Technik 82, No. 11.
- Montag, D. (2008) Phosphorrückgewinnung bei der Abwasserreinigung - Entwicklung eines Verfahrens zur Integration in kommunalen Kläranlagen. Dissertation an der Fakultät für Bauingenieurwesen der Rheinischen-Westfälischen Technischen Hochschule Aachen.
- Morishima, Y. (2009) National Project Leading to the Recycling Society with Sewage Sludge in Japan "LOTUS Project". Proceedings of Japan - United States Joint Conference on Drinking Water Quality Management and Wastewater Control, March 2009.
- O'Callaghan, P., O'Regan, J. (2009) Phosphorus Recovery From Sewage Sludge Using the Aquacritox Supercritical Water Oxidation Process. 14th European Biosolids and Organic Resources Conference and Exhibition, 9.-11.9.2009. Leeds, United Kingdom.
- Pérez, C.R., Claassen, N., Steingrobe, B. (2011) Phosphorrecycling – Charakterisierung der Düngewirkung recycelter Phosphatdünger in Feld- und Gefäßversuchen. Abschlussbericht der Universität Göttingen. Teilprojekt der BMBF/BMU

- Förderinitiative "Kreislaufwirtschaft für Pflanzennährstoffe, insbesondere Phosphor".
- Petruzelli, D. (2003) A new phosphate-selective sorbent for the Rem Nut® process. Laboratory investigation and field experience at a medium size wastewater treatment plant. *Water Science & Technology* 48 (1), pp 179–184.
- Pinnekamp, J., Montag, D., Gethke, K., Goebel, S., Herbst, H. (2007) Rückgewinnung eines schadstofffreien, mineralischen Kombinationsdüngers „Magnesiumammoniumphosphat – MAP“ aus Abwasser und Klärschlamm, Text 25/07. Abschlussbericht für das Umweltbundesamt. Institut für Siedlungswasserwirtschaft RWTH Aachen.
- Rautenbach, et al. (1995) : Bilanzierung einer Ammoniak-Strippkolonie unter Berücksichtigung des Dissoziationsgleichgewichtes Ammoniak/Ammonium, KA – Korrespondenz Abwasser, Abfall, 42. Jahrgang, 1/95.
- Rex, M., Kühn M., (2008) Phosphat-Düngewirkung von Tiermehlasche vor und nach thermischem Aufschluss in Konverterschlacke, Poster im Rahmen des Symposium Ressourcen schonender Einsatz von Phosphor in der Landwirtschaft Braunschweiger Nährstofftage, 10.-11.11.2008.
- Röhling, S. (2007) Wie lange reichen die Rohstoffe für die Mineraldüngerproduktion noch aus? In: Rohstoffverfügbarkeit für Mineraldünger – Perspektiven unter hohen Energiekosten und begrenzten Ressourcen, Tagung des Verbandes der Landwirtschaftskammer und des Bundesarbeitskreises Düngung, April 24-25, Würzburg, Germany, 2007.
- Römer, W. (2006) Vergleichende Untersuchungen zur Pflanzenverfügbarkeit von Phosphat aus verschiedenen P-Recycling-Produkten im Keimpflanzenversuch. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 169, pp. 826-832.
- Rosmarin, A. (2004) The Precarious Geopolitics of Phosphorus, *Down to Earth, Science and environment Fortnightly*, June 30, pp. 27-31.
- Schaum, C., Cornel, P., Faria, P., Recktenwald, M., Norrlöw, O. (2005a) Einfluss einer chemisch-oxidativen Klärschlammbehandlung auf die Entwässerbarkeit sowie die Rücklösung von Phosphor. 75. Darmstädter Seminar –Abwassertechnik– am 12./13..12.2005 in Darmstadt, TU Darmstadt.
- Schaum, C., Cornel, P., Jardin, N. (2005b) Possibility for a Phosphorus Recovery from Sewage Sludge Ash. *Management of Residues Emanating from Water and Wastewater Treatment*, 9-12. August 2005, Johannesburg, South Africa.
- SCOPE Newsletter (2012) Newsletter der Scientific Committee On Phosphates in Europe. Nummer 84. Veröffentlicht durch CEEP.
- Schipper, W.J., Klapwijk, A., Potje, B., Rulkens, W.H., Temmink, B.G., Kiestra, F.D.G., Lijmbach, A.C.M. (2001) Phosphate recycling in the phosphorus industry. *Environmental Technology* 22 (11).
- Sievers, M., Bormann, H., Ewert, W. (2005) Klärschlammhydrolyse (CAMBI) mit anschließender Sauerstoffstrippung und basischer Phosphorextraktion. 75. Darmstädter Seminar –Abwassertechnik– am 12./13..12.2005 in Darmstadt TU Darmstadt.

- Stendahl, K., Jaäferstroöm, S. (2004) Recycling of sludge with the Aqua Reci process. *Water Science and Technology* 49, pp. 233-240.
- Sturm, G., Weigand, H., Marb, C., Weiß, W., Huwe, B. (2010) Electrokinetic phosphorus recovery from packed beds of sewage sludge ash: yield and energy demand. *Journal of Applied Electrochem* 40, pp. 1069–1078.
- Svardal K., Kroiss H. (2009) : Energy requirements for waste water treatment, Conference “Energy & Water”, Copenhagen.
- Ueno, Y. (2000) Development of phosphorus resource recycling process from sewage. Paper presented at the First World Water Congress, International Water Association.
- Van Kauwenbergh, S.J., Cadmium and other minor elements in world resources of phosphate rock, *Proceedings of The International Fertiliser Society No 400*, York, UK, 1997.
- Wagner, M. (2005) Rohphosphat - Verfügbarkeit und Verbrauch. 38. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft 2005 in Aachen. In: *Schriftenreihe Gewässerschutz-Wasser-Abwasser Nr. 198*. Hrsg.: Prof. Dr.-Ing. J. Pinnekamp, Aachen.
- Weidelehner, A., (2010) Phosphorrückgewinnung aus kommunalem Klärschlamm als Magnesium-Ammonium-Phosphat (MAP). *Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Band 202*, Forschungs- und Entwicklungsinstitut für Industrie- und Siedlungswasserwirtschaft sowie Abfallwirtschaft E.V. Stuttgart.
- Wett B., Hell M. (2008) Betriebserfahrungen mit dem DEMON-Verfahren zur Deammonifikation von Prozesswasser. *KA Abwasser*, 2008 (55), Nr. 3, Hennef.

Korrespondenz an:**Lukas Egle**

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft, TU-Wien
Karlsplatz 13/226, 1040 Wien

Tel.: +43/1/58801-22633

E-Mail: l.egle@iwag.tuwien.ac.at

Trends in der weitergehenden Abwasserreinigung

Technologische Ansätze zur Entfernung organischer Spurenstoffe

Heidemarie Schaar, Norbert Kreuzinger

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft, TU Wien

Abstract: Unter dem Begriff „weitergehende Abwasserreinigung“ wird eine über den derzeitigen Stand der Technik hinausgehende Reinigung von Abwässern verstanden, ohne dabei Art und Reihenfolge dieser weiteren Verfahrensschritte im Detail festzulegen. Der Begriff umfasst Verfahren zur weitergehenden (d.h. über das gesetzlich vorgeschriebene Ausmaß reichende) Nährstoffentfernung, Desinfektion sowie Entfernung von anthropogenen organischen Spurenstoffen. Das Vorkommen von Spurenstoffen in Gewässern ist seit etwa Mitte der 1990-er Jahre ein wichtiger Diskussionspunkt und zählt zu den aktuellen Herausforderungen der Wassergütwirtschaft. Dieser Beitrag befasst sich ausschließlich mit weitergehenden Verfahren zur Elimination organischer Spurenstoffe. In Versuchen (im Labormaßstab bis großtechnisch) haben sich hier vor allem zwei Verfahren als praxisrelevant erwiesen: die Ozonung und die Anwendung von Aktivkohle. Die beiden Technologien werden in weiterer Folge vorgestellt und näher besprochen, Forschungsprojekte aus der Praxis genannt und Kostenabschätzungen dargestellt.

Key Words: weitergehende Abwasserreinigung, Spurenstoffe, Ozon, Aktivkohle

1 Einleitung

Der Begriff der weitergehenden Abwasserreinigung findet seit nunmehr ca. 40 Jahren in der Fachwelt Verwendung (Dohmann, 1998). Man versteht darunter eine über den derzeitigen Stand der Technik hinausgehende Reinigung von Abwässern, ohne jedoch Art und Reihenfolge der Verfahrensschritte im Detail festzulegen. Es existieren jedoch weitere Auslegungen und eine einheitliche Begriffsdefinition fehlt bislang. Die weitergehende Abwasserreinigung befindet sich somit, analog zum Stand der Technik, ständig im Wandel, was auch die Wechselwirkungen und die enge Verknüpfung der Anforderungen an die Abwasserreinigung mit dem Gewässerschutz widerspiegelt (Bsp. N-Entfernung Mitte der 90-er Jahre). Derzeit umfasst der Begriff der weitergehenden Abwasserreinigung eine über die gesetzlichen

Anforderungen hinausgehende Nährstoffelimination, Desinfektion und Technologien zur weiteren Entfernung von anthropogenen Spurenstoffen. Der Hauptausschuss „Kommunale Abwasserbehandlung“ der DWA hat seinen Fachausschuss „Verfahren der weitergehenden Abwasserreinigung nach biologischer Behandlung“ (FA KA-8) dem entsprechend auch in die vier Arbeitsgruppen „Anthropogene Stoffe im Wasserkreislauf“, „Abwasserreinigung durch Fällung und Flockung“, „Abwasserfiltration“ und „Desinfektion von biologisch gereinigtem Abwasser“ unterteilt.

In diesem Beitrag liegt der Fokus auf der aktuellen Spurenstoffthematik, weshalb in weiterer Folge unter dem Begriff der weitergehenden Abwasserreinigung nur auf Verfahren zur Entfernung von Spurenstoffen Bezug genommen wird.

Ausgehend vom analytischen Nachweis von Arzneimittelwirkstoffen und hormonell (endokrin) wirksamen Stoffen (im $\mu\text{g/L}$ - bzw. ng/L -Bereich) in der aquatischen Umwelt und im Rohwasser der Trinkwasseraufbereitung erlangte das Thema Spurenstoffe in den 1990-er Jahren vermehrt an Bedeutung (siehe etwa: Halling-Sørensen *et al.*, 1998; Daughton und Ternes, 1999). Für zahlreiche organische Spurenstoffe wurden Kläranlagen als eine der relevanten Punktquellen identifiziert (Ternes, 1998). Trotz teilweise hoher Entfernungsraten (z.B. natürliche Hormone) auf nach dem Stand der Technik bemessenen und betriebenen Anlagen liegen für zahlreiche organische Spurenstoffe die Restkonzentrationen im Ablauf über toxikologisch relevanten Werten, sodass sich in weiterer Folge die Forschung mit dem Entfernungspotential zusätzlicher, weitergehender Abwasserreinigungsverfahren (Poseidon, 2004) beschäftigt.

Vor allem in Ländern, wo Oberflächenwasser direkt oder über Uferfiltration eine wesentliche Rohwasserquelle für die Trinkwasserversorgung darstellt, wurden zunehmend Untersuchungsprogramme zur Identifizierung der Herkunft der Verbindungen und Reduktionsmaßnahmen durchgeführt (z.B. MicroPoll, Programm „Reine Ruhr“). Obwohl für die meisten heute diskutierten organischen Spurenstoffe im Kläranlagenablauf bis dato noch keine gesetzlichen geregelten Grenzwerte vorhanden sind und Grundlagen für die praktische Umsetzung, wie z.B. Auslegung und Dimensionierung ausgewählter Verfahren noch fehlen, wurden in den letzten Jahren in Deutschland aber auch in der Schweiz und in Österreich z.T. großtechnische Versuchsanlagen gebaut, um Erfahrung zu Bemessung, Bau und Betrieb geeigneter Verfahren zu erlangen. Die Überlegungen zur weitergehenden Abwasserreinigung könnten weiter angetrieben werden, wenn Spurenstoffe, wie z.B. Diclofenac (pharmazeutisches Schmerzmittel), etwa in den Anhang X der WRRL aufgenommen werden (EC,

2012) und aufgrund einer eventuellen Gütezielverfehlung im Gewässer Maßnahmen in der Abwasserreinigung abzuleiten wären. Zwar gibt es zur Reduktion von organischen Spurenstoffen unterschiedliche Strategien, beim besagten Arzneimittelwirkstoff Diclofenac ist eine Verringerung der Gewässerimmissionen jedoch nur durch weitergehende Abwasserreinigung/End-of-pipe-Technologien zu erreichen.

Um der Diskussion zum Thema Spurenstoffe einen wissenschaftlich fundierten Standpunkt vertreten zu können, haben die facheinschlägigen Verbände der D-A-CH-Länder (DWA, ÖWAV und VSA) Arbeitsgruppen und Fachgremien zur Spurenstoffproblematik eingerichtet. In Österreich findet die Bearbeitung des Themas im ÖWAV-Arbeitsausschuss „Spurenstoffe“ statt. Ziel des Ausschusses ist ein Erfahrungsaustausch zwischen den verschiedenen involvierten Fachbereichen, Öffentlichkeitsarbeit und die Erarbeitung eines Positionspapiers. In Deutschland wird die Spurenstoffthematik von der Arbeitsgruppe KA-8.1 „Anthropogene Stoffe im Wasserkreislauf“ des Fachausschusses KA-8 „Verfahren der weitergehenden Abwasserreinigung nach biologischer Behandlung“ bearbeitet. In der Schweiz gibt es im Kompetenzzentrum Abwasserreinigung eine Arbeitsgruppe "Verfahrenstechnik Mikroverunreinigungen". Die Arbeitsgruppe mit Vertretern relevanter Akteure (BAFU, Kantonale Behörden, Kläranlageninhaber und -betreiber, Planungsbüros, Ausrüster und Forschung) hat einen nationalen und internationalen Erfahrungsaustausch im Bereich der technischen Verfahren zur Entfernung von Spurenstoffen zum Ziel. Sie soll sich mit Fragen, wie Verfahrensauswahl, Dimensionierung des Verfahrens oder der Überwachung des Betriebs und der Reinigungsleistung befassen.

2 Verfahren der weitergehenden Abwasserreinigung zur Spurenstoffentfernung

Dieser Beitrag befasst sich mit dem Einsatz von Ozon und Aktivkohle, die sich, basierend auf den bisherigen Untersuchungen, als geeignete Verfahren zum Zweck der Spurenstoffentfernung herausgestellt haben (siehe u.a. Poseidon, 2004). Nach einer allgemeinen Einleitung zu den Grundprinzipien der Verfahren folgen Praxisbeispiele und eine Abschätzung von damit verbundenen Kosten (vor allem) anhand von Literaturwerten.

Hinsichtlich technologischer Ansätze zur Entfernung organischer Spurenstoffe kann man generell zwischen chemisch-physikalischen, chemisch-oxidativen und rein physikalischen Prozessen unterscheiden. In der Trinkwasserreinigung sind

diese Verfahren z. T. schon Stand der Technik und es liegen auch Betriebserfahrungen vor. Eine Umlegung auf die Abwasserreinigung erfordert primär aufgrund der deutlichen Unterschiede im behandelten Medium (z.B. Konzentrationsbereiche, Matrix, Tagesgänge) jedoch zusätzliche Untersuchungen. Im Folgenden sind einige Verfahren aufgelistet, die sich entweder einzeln oder in Kombination für die weitergehende Entfernung organischer Spurenstoffe anwenden lassen:

- **Adsorption an Aktivkohle**
 - Pulveraktivkohle (PAK)
 - Granulierte Aktivkohle (GAK)
- **Ozonung**
- AOP-Verfahren (advanced oxidation processes)
 - O₃/H₂O₂
 - H₂O₂/UV
- UV
- Membranfiltration
 - Nanofiltration
 - UF

In weiterer Folge konzentrieren sich die Ausarbeitungen auf die in der obigen Zusammenstellung hervorgehobenen Verfahren der Ozonung von gereinigtem Kläranlagenablauf und auf den Einsatz von Aktivkohle. Zusätzlich zur Spurenstoffentfernung bewirken beide Verfahren auch eine Verbesserung der hygienischen Parameter.

2.1 Ozonung von gereinigtem Kläranlagenablauf

2.1.1 Grundlagen der Ozonung

Unter Ozonung versteht man die chemische Oxidation einer Verbindung mittels Ozon, welches ein sehr starkes Oxidationsmittels ($E_0 = 2,07 \text{ V}$) darstellt. Hinsichtlich der Wirkungsweise von Ozon unterscheidet man zwischen dem direkten und dem indirekten Reaktionsmechanismus. Beim direkten Pfad erfolgt die Oxidation ausschließlich über das elementare Sauerstoffradikal, das beim Zerfall von Ozon entsteht.



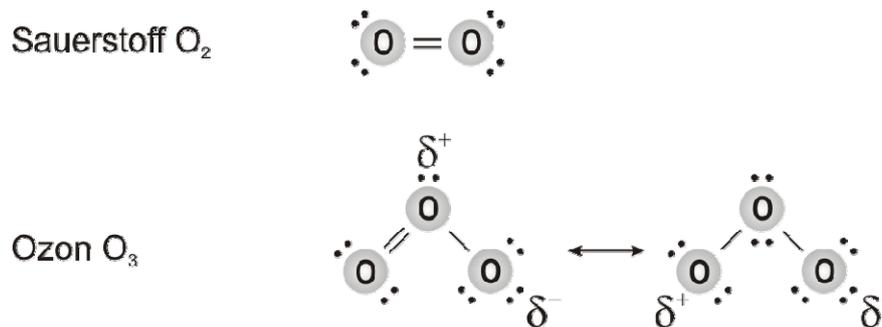


Abbildung 1: Sauerstoff (O₂) und Ozon (O₃)
Elektronen des p-Orbitals als Punkte bzw. Bindungen

Je nach angegriffener Verbindung erfolgt die Reaktion in Millisekunden bis in den Sekundenbereich hinein. Der chemische Angriff erfolgt beim Sauerstoffradikal spezifisch, d.h. nur ozonaffine funktionelle Gruppen werden oxidiert. Dies sind Verbindungen mit hoher Elektronendichte, wie z.B. aktivierte aromatische Verbindungen, Doppelbindungen oder deprotonierte Amine. Der O₃-Angriffspunkt für Diclofenac ist exemplarisch in Abbildung 1 dargestellt.

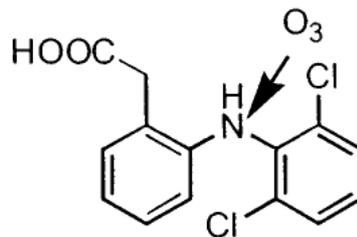


Abbildung 2: Angriffspunkt von Ozon an Diclofenac (Huber *et al.*, 2003)

Unter dem indirekten Pfad versteht man die Oxidation durch OH-Radikale, die während des Ozonzerfalls gebildet werden (Staehelin und Hoigne, 1983). Die Reaktionen verlaufen mit den meisten Abwasserinhaltsstoffen rascher als mit dem Sauerstoffradikal und im Gegensatz zur direkten Reaktion von Ozon nicht selektiv. Aufgrund des organischen Anteils im Kläranlagenablauf werden so viele OH-Radikale gebildet, dass die Ozonung von Kläranlagenablauf bereits als AOP-Verfahren (advanced oxidation processes) bezeichnet werden könnte (Buffle, 2005). Die organische Hintergrundbelastung durch etwa Huminstoffe bewirkt eine signifikante Ozonzehrung, weshalb eine O₃-Dosierung in Abhängigkeit vom DOC notwendig ist (spezifische Ozondosis in g O₃/g DOC). Zur besseren Vergleichbarkeit von einzelnen Versuchsergebnissen sollte diese spezifische, auf den behandelten DOC bezogene Ozondosis auch anstatt oder zumindest zusätzlich zur Ozondosis in mg/L angegeben werden.

Bei der für die kommunale Abwasserreinigung empfohlenen spezifischen Ozondosis von 0,6-0,7 g O₃/g DOC (Abegglen *et al.*, 2009a; Schaar *et al.*, 2011) für die Elimination von Spurenstoffen kommt es zu keiner vollständigen Mineralisierung der oxidierten Substanzen sondern vor allem zu einem Umbau und einer Teiloxidation. Die Entstehung von möglicherweise schädlichen Oxidationsnebenprodukten ist in diesem Zusammenhang eines der Hauptargumente gegen die Anwendung von Ozon.

Eine weitergehende Beschreibung der Grundlagen zur Ozonung können Kreuzinger und Schaar (2009) entnommen werden.

Ozon kann entweder gasförmig, z.B. über Membranbelüfter, oder über einen mit Ozon angereicherten Teilstrom mittels Injektor eingetragen werden. Der Sauerstoff für die Ozonproduktion wird entweder über flüssigen Sauerstoff bereitgestellt oder vor Ort über PSA (pressure swing adsorption) aus Umgebungsluft erzeugt. Welche der beiden Varianten den Vorzug bekommt, muss im Einzelfall entschieden werden.

Relevant für die Dimensionierung einer Ozonung sind die spezifische Ozondosis und die Aufenthaltszeit des behandelten Mediums (Kontaktzeit). Basierend auf Versuchen und reaktionskinetischen Überlegungen zeichnet sich eine mittlere Aufenthaltszeit von 20 min als sinnvoll ab (Abegglen *et al.*, 2009a; Schaar *et al.*, 2011). Bei gasförmigem Ozoneintrag ist zur Ausnützung des eingetragenen Ozon-Luftgemisches auf eine angemessene Einblastiefe zu achten. Die Becken können entweder als in Serie geschaltete voll durchmischte Reaktoren oder kaskadiert ausgeführt sein.

2.1.2 Projekte zur Untersuchung der Ozonung in D-A-CH

Wissenschaftliche Forschungsprojekte zum Thema „Anthropogene Spurenstoffe im Wasserkreislauf“ sind – Stand Frühjahr 2011; ohne Anspruch auf Vollständigkeit - in einer Projektaufstellung der DWA zusammengestellt:

http://de.dwa.de/tl_files/media/content/PDFs/Abteilung_AuG/Forschungsprojekte-Anthropogene-Sp-20110621.pdf.

Erste systematische Untersuchungen zur Anwendung einer Ozonung erfolgten bereits ab 2000. Im Rahmen des EU-Projektes Poseidon (2004) wurden zahlreiche Labor- und Pilotversuche in den D-A-CH-Ländern durchgeführt.

2004 starteten in Berlin Pilotuntersuchungen zur kombinierten oxidativbiologischen Behandlung von Klärwerksabläufen für die Entfernung von organischen Spuren- und Wirkstoffen und zur Desinfektion (PILOTOX; Bahr *et al.*, 2007).

In Österreich wurde die technische Umsetzung und Implementierung einer Ozonungsstufe für nach dem Stand der Technik gereinigtes kommunales Abwasser im Rahmen des Forschungsprojektes „KomOzon“ untersucht (Schaar *et al.*, 2011).

In der Schweiz sind Pilotuntersuchungen im Großmaßstab auf zwei Kläranlagen abgeschlossen. Auf der Kläranlage Wüeri in Regensdorf (25 000 EW Belastung) wurden im Rahmen des Projektes „Strategie Micropoll“ zwischen 2007 und 2008 großtechnische Pilotversuche zum Einsatz von Ozon als nachgeschalteten Reinigungsschritt durchgeführt. Auf der Kläranlage Vidy in Lausanne (220 000 EW) folgten zwischen 2009 und 2010 weitere großtechnische Versuche. Aufgrund der Bildung von Oxidationsnebenprodukten wurde der Ablauf der Ozonanlage bei beiden Versuchen zusätzlich über einen Sandfilter gefahren.

In den letzten Jahren wurden in Deutschland einige kommunale Kläranlagen mit großtechnischen Versuchsanlagen zur Ozonung ausgestattet. In Nordrhein-Westfalen sind dies z. B. drei Kläranlagen (Grünebaum, 2011): die Kläranlage Schwerte (50 000 EW; Ruhrverband), die Kläranlage Bad Sassendorf (13 000 EW; Lippeverband) und die Kläranlage Duisburg-Vierlinden (30 000 EW; Wirtschaftsbetriebe Duisburg AöR). Mit den Untersuchungen soll die Basis für eine technische Entwicklung und Bewertung von Oxidationsverfahren mit Ozon und Adsorptionsverfahren mit Aktivkohle (Kläranlage Schwerte) als weitergehende Verfahren zur Spurenstoffelimination bei der kommunalen Abwasserbehandlung geschaffen werden. Neben den erzielbaren Eliminationsleistungen, werden Entstehung trinkwassergängiger nachteiliger Transformationsprodukte und die erforderlichen Investitions- und Betriebskosten in der Praxis untersucht.

2.1.3 Erzielte Ergebnisse

Hinsichtlich der Eliminationsleistungen einzelner Stoffe konnten die in Laborversuchen gewonnenen Erkenntnisse auch im größeren Maßstab bestätigt werden. Gemäß ihrem Reaktionsverhalten mit Ozon werden jedoch bestimmte Stoffgruppen, wie z. B. Röntgenkontrastmittel, weniger gut entfernt als z.B. Carbamazepin oder die Antibiotika Sulfamethoxazol und Roxithromycin, die ozonaffine funktionelle Gruppen aufweisen. Bei spezifischen Ozonzehrungen/-dosen von 0,6-0,7 g O₃/g DOC wurde aber ein Großteil der untersuchten Pharmaka und v.a. auch Hormone (natürliche und synthetische) bis unter die Nachweisgrenzen entfernt. Ein Vergleich der Pilotversuche aus Berlin, Regensdorf und Wien zeigte Ergebnisse in derselben Größenordnung (Schaar *et al.*, 2011).

In Abbildung 3 ist beispielhaft die Elimination ausgewählter Spurenstoffe in einer Kläranlage nach dem Stand der Technik mit und ohne Ozonung zur weitergehenden Reinigung abgebildet.

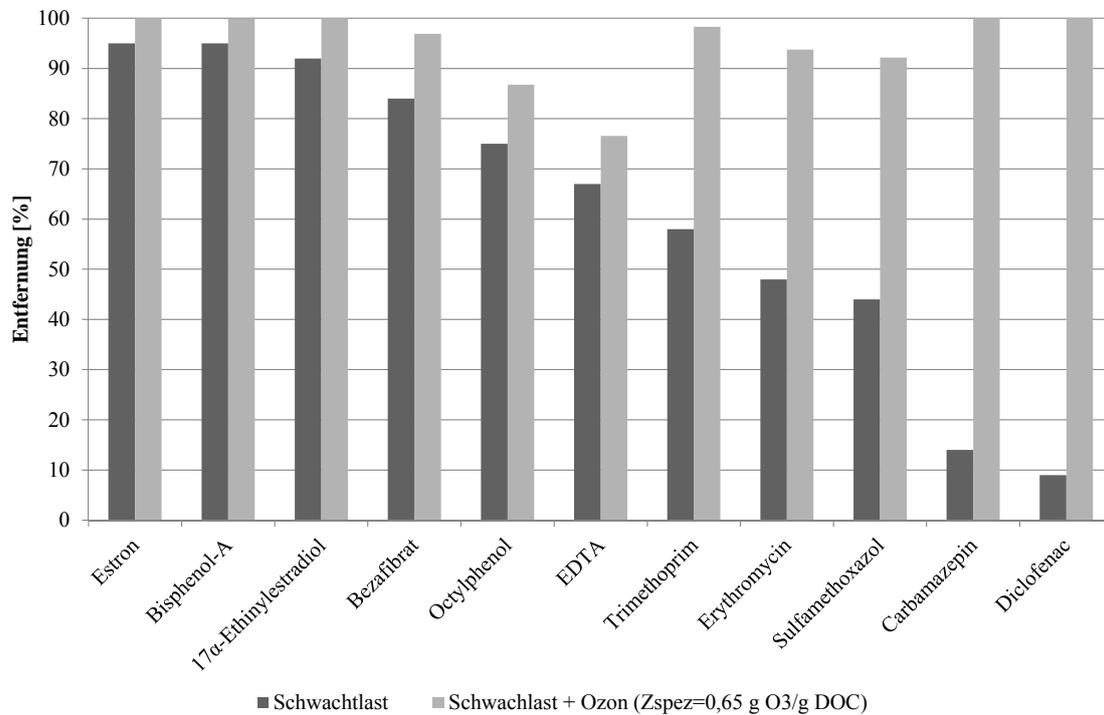


Abbildung 3: Entfernung ausgewählter Substanzen einer Schwachlastanlage mit und ohne weitergehende Reinigung mit Ozon

Für die Entfernung einiger ausgewählter Spurenstoffe sind die Ergebnisse des KomOzon-Forschungsprojektes (Schaar *et al.*, 2011) nochmals semiquantitativ in Tabelle 1 dargestellt.

Tabelle 1: Semiquantitative, prozentuelle Entfernung ausgewählter Spurenstoffe bei einer spezifischen Ozonzehrung von 0,7 g O₃/g DOC

Substanz	Entfernung
Carbamazepin	+++
Diclofenac	+++
Sulfamethoxazol	+++
Bezafibrat	++
Benzotriazol	++
Iopromid ^x	+

+++ > 90 %

++ 50-90 %

+ 10-50 %

- < 10 %

x Ergebnisse von Bahr *et al.* (2007) und Abegglen *et al.* (2009a)

2.1.4 Kosten

Um die Kosten für die weitergehenden Verfahren sinnvoll angeben und die verschiedenen Versuche miteinander vergleichen zu können, ist die Wahl einer passenden Bezugsgröße von zentraler Bedeutung. Bei Bezug der Preisangaben auf m^3 Abwasser, ist in jedem Fall auch eine Angabe der Schmutzfracht notwendig.

Vorgeschlagen wird daher ein Bezug der Investitionskosten auf die Bemessungs-EW der Anlage und der Betriebs- und Jahreskosten auf die Einwohnerwerte der mittleren jährlichen Belastung der Anlage. Als Basis für die Kostenerhebung sollten die LAWA-Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen (KVR-Leitlinien) herangezogen werden (LAWA, 2005).

Die detaillierteste Kostenaufstellung erfolgte bis dato in einer Schweizer Studie (Hunziker AG, 2008). Die dortigen Angaben für den Einsatz von Ozon auf sechs kommunalen Kläranlagen wurden in Euro umgerechnet (Wechselkurs des 1. Quartals von 2007, zum Zeitpunkt der Durchführung der Kostenstudie), um eigene Ergebnisse der Studie KomOzon (Schaar *et al.*, 2011) ergänzt und den behandelten Einwohnerwerten gegenübergestellt (Abbildung 4). Analog zu den Kosten der kommunalen Abwasserreinigung (Lindtner, 2009) zeigt sich eine degressive Entwicklung der spezifischen Kosten mit steigender Kläranlagengröße.

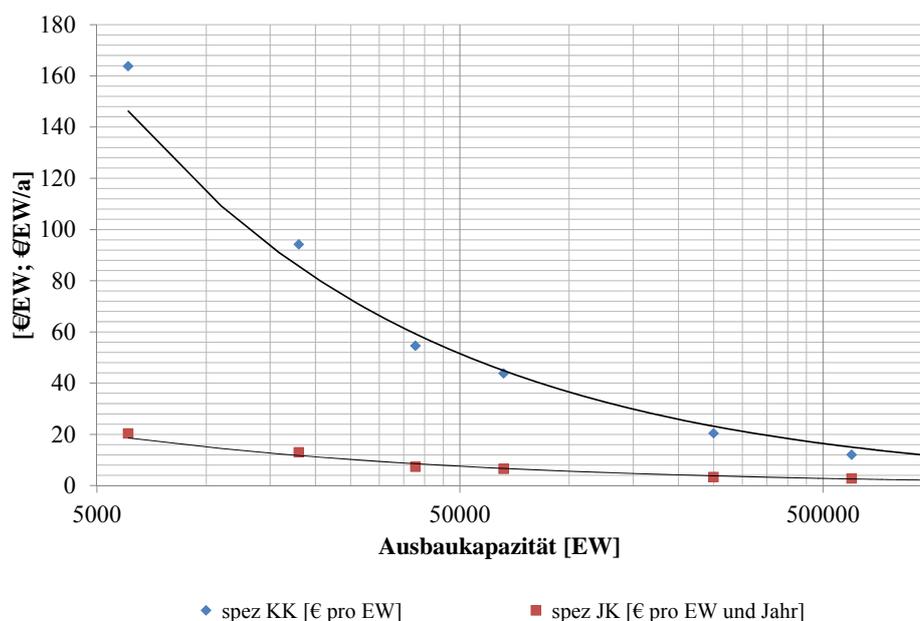


Abbildung 4: Spezifische Kapital- (KK) und Jahreskosten (JK) einer Ozonung (5 mg/L) in Abhängigkeit der Ausbaugröße (verändert nach Hunziker AG, 2008)

Stellt man die spezifischen Betriebskosten aus der Schweizer Studie für eine Ozonung mit 5 mg O₃/L dem Median der Betriebskosten für die Abwasserreinigung des österreichischen Kläranlagenbenchmarkings (Daten 2003-2010; Lindtner und Haslinger, 2012) gegenüber, liegen die Kosten einer Ozonung je nach Größenklasse der Kläranlage mit 1 bis 5 €/EW/a etwa zwischen 10 und 20 % der Betriebskosten für die Abwasserreinigung nach dem Stand der Technik, s. Abbildung 5.

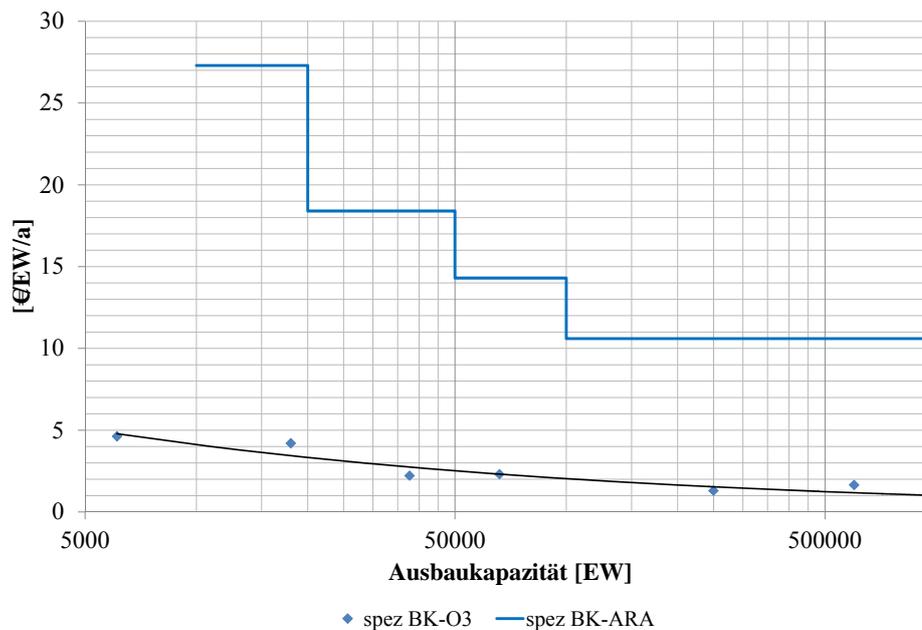


Abbildung 5: Spezifische Betriebskosten einer Ozonung (spez BK-O3) für 5 mg O₃/L (verändert nach Hunziker AG, 2008) und Median der spezifischen Betriebskosten von 81 Kläranlagen für die vier Größengruppen aus dem österreichischen Kläranlagenbenchmarking (Daten 2003-2010; Lindtner und Haslinger, 2012)

2.2 Anwendung von Aktivkohle

2.2.1 Grundlagen der Anwendung von Aktivkohle

Die Anwendung von Aktivkohle zählt zu den physikalisch-chemischen Aufbereitungsverfahren. Aktivkohle wird aus kohlenstoffhaltigen Rohstoffen, wie z.B. Holz, Steinkohle oder Kokosnussschalen hergestellt. Durch ihre hohe Porosität weist die Aktivkohle (Adsorbens) eine große innere Oberfläche zwischen 1000 und 1500 m²/g (Brendel, 1997) auf, wodurch Substanzen (absorptiv) angelagert werden können. Abbildung 6 zeigt eine schematische Darstellung der Porenräume (Mikro- und Makroporen) und der Adsorption von Substanzen aus der Flüssigphase.

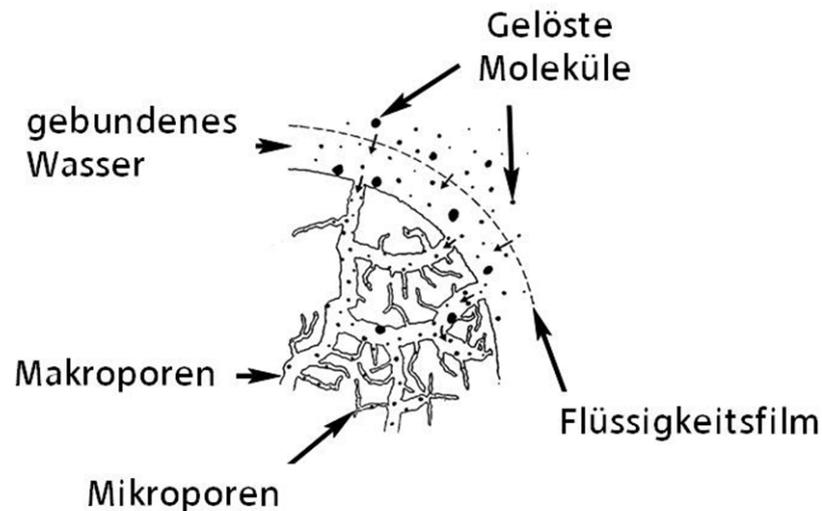


Abbildung 6: Porenräume der Aktivkohle als Grundlage für die Adsorption

Die über ein breites Spektrum von organischen (Schad-)Stoffen verlaufende Adsorptionseigenschaft der Aktivkohle ist aus der Trinkwasser- (Werderitsch, 1998) und Industrieabwasseraufbereitung (Wichmann, 1979) bekannt. Stoffe mit hoher Polarität (Wasserlöslichkeit) und lineare Substanzen mit niedrigem Molekulargewicht (z.B. einfache Alkohole) werden mit Aktivkohle weniger gut entfernt als unpolare hydrophobe organische Makromoleküle (Wichmann, 1979). Im Allgemeinen sinkt die Adsorptionseigenschaft eines Stoffes mit zunehmender Polarität, Kettenlänge, Molekülgröße und Ladung (Zwickenpflug *et al.*, 2010). Wie gut eine Substanz tatsächlich entfernt wird, lässt sich anhand von sog. Isothermen bestimmen. Neben der zu entfernenden Substanz nehmen auch die Eigenschaften der Aktivkohle selbst Einfluss auf das Adsorptionsverhalten, weshalb für den Einsatz unterschiedliche Kohlen zur Verfügung stehen und abhängig von der Matrix des behandelten Wassers sowie den zu entfernenden Stoffen auszuwählen sind. Beim Prozess der Anlagerung kann zwischen physikalischen (van der Waal'sche, elektrostatische Kräfte) und chemischen (Valenzkräfte, Oberflächenreaktionen) Mechanismen unterschieden werden (Wichmann, 1979), wobei im Bereich der kommunalen Abwasserreinigung zum überwiegenden Teil die physikalische Adsorption von Bedeutung ist (Zwickenpflug *et al.*, 2010). Die physikalische Adsorption ist i.d.R. reversibel, d.h. es kann zu einer Desorption der angelagerten Substanz (Adsorbat) kommen. Die organischen Abwasserinhaltsstoffe (Hintergrundmatrix) haben einen deutlichen Einfluss auf die Entfernung vieler Spurenstoffe, da sie in Konkurrenz zu ihnen stehen, wodurch die Adsorptionskapazität der Kohle abnimmt (Baldauf, 1986; Zwickenpflug *et al.*, 2010).

Prinzipiell kann zwischen zwei Formen der Aktivkohle unterschieden werden, der Pulveraktivkohle (PAK) und der granulierten, körnigen Aktivkohle (GAK), s. Abbildung 7.



Abbildung 7: Aktivkohle in granulierter, körniger und Pulverform

Pulveraktivkohle, PAK

Für die Anwendung von Pulveraktivkohle gibt es wiederum unterschiedliche Möglichkeiten:

- PAK-Dosierung direkt in die Belebung
- PAK-Dosierung in einer nachgeschalteten Adsorptionsstufe (mit und ohne Rückführung der Überschussskohle in die Belebung) mit anschließendem Fest-/Flüssig-Trennverfahren (Sedimentation/Filtration oder Membranfiltration)
- PAK-Dosierung in einer nachgeschalteten, schon bestehenden Flockungsfiltrationsanlage

Die PAK-Dosierung in das Belebungsbecken hat den Nachteil, dass dort eine höhere organische Hintergrundbelastung vorliegt, was zu einer erhöhten Konkurrenzsituation zwischen DOC und Spurenstoffen um die freien Adsorptionsstellen an der AK führt (Zwickenpflug *et al.*, 2010). Für die Dosierung in das Belebungsbecken ist eine höhere PAK-Konzentration notwendig. So wird für dieselbe Eliminationsleistung wie bei einem nachgeschalteten Kontaktbecken und Rezirkulation der Überschussskohle in die Biologie ca. doppelt so viel Kohle gebraucht (Zwickenpflug *et al.*, 2010).

Bei der aus Kontaktbecken und Feststoffabtrennung bestehenden nachgeschalteten Adsorptionsstufe, wird zur Verbesserung der Absetzeigenschaften im Sedimentationsbecken Fällmittel in den Zulauf zum Kontaktbecken dosiert (Metzger *et al.*, 2009). Um die Abtrennung des feinen Kohlestaubs zu verbessern, werden in den Ablauf des Kontaktbeckens Flockungshilfsmittel dosiert (Metzger *et al.*, 2009). Der sedimentierte

Kohleschlamm wird dann ins Kontaktbecken rückgeführt, um die Beladung zu erhöhen, was zu einer Entkoppelung von hydraulischer Aufenthaltszeit und Kontaktzeit führt. Von dort wird die sogenannte Überschussskohle abgezogen. Die beladene Überschussskohle aus dem Adsorptionsbecken kann in die Biologie rückgeführt werden (zweistufiges Verfahren, auch Gegenstromverfahren genannt), was die Eliminationsleistung nochmals erhöht (Zwickenpflug *et al.*, 2010). Im Adsorptionsbecken ist auf gute Durchmischung und ausreichende Kontaktzeit zu achten. In praktischen Versuchen hat sich eine Aufenthaltszeit von 20-30 min als sinnvoll herausgestellt (Zwickenpflug *et al.*, 2010).

Die bei den in Kap. 2.2.2 angeführten Forschungsprojekten üblicherweise angewendeten und auch empfohlenen Dosierungen für ein nachgeschaltetes PAK-Adsorptionsbecken belaufen sich auf 10-20 mg PAK/L. Die Kontaktzeiten liegen bei ca. 30 min. Für das Sedimentationsbecken empfehlen Metzger und Kapp (2008) eine Aufenthaltszeit von mind. 2 h bei einer Flächenbeschickung von 2-2,5 m/h. Die Filtergeschwindigkeit im Sandfilter soll 12 m/h nicht überschreiten.

In der Praxis wird neuerdings auch der Einsatz von PAK in bestehenden Flockungsfiltrationen untersucht, wenn diese bereits auf der Kläranlage vorhanden sind, s. Kap. 2.2.2.

In jedem Fall wird für die Feinfraktion der PAK eine nachgeschaltete Filtration/Membranfiltration zur Entfernung der abfiltrierbaren Feinanteile benötigt. Beim Simultaneinsatz im Belebungsbecken bzw. Rückführung der Überschussskohle kommt es zu einer zusätzlichen Schlammproduktion von ca. 5-10 % (Zwickenpflug *et al.*, 2010).

Granulierte Aktivkohle, GAK

Bei der granulierten Aktivkohle wird das gereinigte Abwasser über einen Aktivkohlefilter gefahren, wie dies in der Trinkwasserbehandlung üblich ist. Wenn die Adsorptionskapazität des Filterbettes erschöpft ist (Durchbruch eines Schadstoffes), muss der Filter bzw. das Filtermaterial ersetzt werden. Die Standzeiten des Filters sind wesentlich vom DOC im behandelten Abwasser abhängig, da dieser mit den Spurenstoffen um Adsorptionsplätze konkurriert. Bei einem Substanzgemisch, wie es im Abwasser vorkommt, bilden sich aufgrund der Unterschiede im Adsorptionsverhalten der einzelnen Stoffe im Filterbett unterschiedliche Profile aus. Die am schwächsten adsorbierbare Substanz wandert am schnellsten und wird nach ihrem Einzeladsorptionsgleichgewicht adsorbiert. Nachfolgende Substanzen können

diese später verdrängen, bis das Adsorptionsgleichgewicht des Gemisches hergestellt ist (Fahlenkamp *et al.*, 2008).

GAK kann bei 600-800 °C regeneriert werden. Ein relevanter Dimensionierungsparameter ist die Leerbett- oder Leerrohrkontaktzeit (empty bed contact time, EBCT). Diese sollte ausreichend hoch sein, um eine Reaktion des Spurenstoffes mit der Aktivkohle zu ermöglichen. Metcalf & Eddy (2002) geben für Kontaktzeit 10-30 min und für die Filtergeschwindigkeit 5-15 m/h an.

Lt. Zwickenpflug *et al.* (2010) ist aufgrund des geringeren Einsatzes von Aktivkohle die PAK i.d.R. der GAK vorzuziehen. Als einen weiteren Grund nennt er die Belegung der GAK durch den Hintergrund-DOC des Abwassers, wobei sich dies verbessert, wenn zwei Aktivkohlefilter in Serie gefahren werden.

2.2.2 Projekte zur Untersuchung der Aktivkohleanwendung in D-A-CH

Im Gegensatz zum Forschungsschwerpunkt Ozonung von Nordrhein-Westfalen liegt das Hauptaugenmerk der Forschungsaktivitäten in Baden Württemberg auf der Anwendung von Aktivkohle (Neifer, 2010).

Auf der Kläranlage Mannheim wurde ein Projekt zur Teilstrombehandlung mit Pulveraktivkohle realisiert (Alt und Mauritz, 2010). Die PAK-Dosierung erfolgt in einer nachgeschalteten Adsorptionsstufe, bestehend aus Kontakt- und Absetzbecken mit 30 min und 2 h Aufenthaltszeit. Die PAK-Abtrennung erfolgt in der Flockungsfiltration, die zum Bestand gehört.

Die Kläranlage Böblingen-Sindelfingen wurde mit einer PAK-Adsorptionsstufe (10 mg PAK/L) zur Teilstrombehandlung im technischen Maßstab aufgerüstet. Die Adsorptionsstufe besteht aus einem Kontaktbecken (30 min Aufenthaltszeit) und einer Sedimentation (2 h Aufenthaltszeit, Oberflächenbeschickung 2 m/h). PAK wird ins Kontaktbecken rezirkuliert und die Überschussskohle wird einer nachgeschalteten Denitrifikationszone zugeführt. Der Ablauf der Adsorptionsstufe wird über eine bestehende Flockungsfiltration geleitet (Schwentner und Schröder, 2010).

Auf der Kläranlage Steinhäule (Ulm) wurden Untersuchungen zu einer PAK-Adsorptionsstufe mit nachgeschalteter Filtrationsstufe gemacht (Hiller, 2011). Es erfolgt eine Rezirkulation vom Sedimentations- in das Kontaktbecken und die Überschussskohle wird in die Belebung geleitet. Der Überschussschlamm der Kläranlage wird verbrannt.

Neifer (2010) berichtet über drei Projekte zur Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen mit Aktivkohlebehandlung im Bodenseeeinzugsgebiet (Kläranlage

Langewiese, Kläranlage Kressbronn-Langargen und Kläranlage Espasingen, AWV Stockacher Aach), die bis Ende 2011 abgeschlossen werden sollen.

Auf der Kläranlage Schwerte (NRW) wurde zusätzlich zu einer nachgeschalteten Oxidationsstufe mit Ozon auch eine Adsorption mit Pulveraktivkohle als großtechnische Versuchsanlage gebaut, welche sowohl als eigenständiges Verfahren als auch in Kombination mit Ozon betrieben werden kann (Grünebaum, 2011). Die Dosierung erfolgt im nachgeschalteten Kontaktbecken und kann in den Zulauf der Nachklärung oder in das Belebungsbecken rezirkuliert werden, wodurch auf eine separate Abtrennung der Pulveraktivkohle verzichtet werden kann (Bode *et al.*, 2009).

Relevant sind die Untersuchungen der PAK-Dosierung auch im Wupperverband. Die PAK-Dosierung in den Zulauf einer bestehenden Flockungsfiltration wurde auf der Kläranlage Buchenhofen (Wupperverband) getestet (Erbe, 2010).

Auf der Kläranlage Düren wurden großtechnische Versuche zum Einsatz von GAK in Flockungsfiltrationsanlagen durchgeführt (Bornemann, 2011). Weitere Versuche zur Ertüchtigung von Flockungsfiltrationsanlagen mit GAK wurden auf der Kläranlage Obere Lutter durchgeführt.

In der Schweiz wurde die Anwendung von Pulveraktivkohle sowohl in halbtechnischen Versuchen an der EAWAG als auch auf der Kläranlage Vidy in Lausanne (220 000 EW, nur Kohlenstoffentfernung) erprobt. In Lausanne wurde PAK in Kombination mit Ultrafiltration betrieben.

Versuche zur PAK-Dosierung in eine bestehende Flockungssandfiltration wurden im halbtechnischen Maßstab an der EAWAG und im Anschluss auf der Kläranlage Kloten/Opfikon gemacht (Böhler *et al.*, 2011). Diese Untersuchungen sind daher von Relevanz, da viele Kläranlagen in der Schweiz aufgrund der hohen Anforderungen an die P-Entfernung mit Flockungsfiltrationsanlagen ausgestattet sind.

Aufgrund der zur Zeit in Diskussion befindlichen gesetzlichen Lage waren die Ziele bei den schweizerischen Untersuchungen immer die Bestimmung der optimalen Randbedingungen für eine 80 %ige Spurenstoffentfernung (v. a. hinsichtlich der Indikatorsubstanzen Carbamazepin, Diclofenac, Sulfamethoxazol, Benzotriazol und Mecoprop (Boehler *et al.*, 2011)).

2.2.3 Erzielte Ergebnisse

Bei einstufiger Betriebsweise (nachgeschalteter PAK-Reaktor ohne Rückführung) mit 10 mg/L PAK berichten Böhler *et al.* (2011) von einer geringen Eliminationsleistung für Substanzen, wie z.B. Sulfamethoxazol. Eine Rückführung in die Biologie bewirkte eine Steigerung um 30-50 % (bezogen auf den Ablauf der Vorklärung), was einer Elimination von zumindest 80 % für die meisten Spurenstoffe bzw. bis zu 100 % bei 15 mg/L gleichkam. Bei einer Dosierung von 30 mg/L direkt in die Belebung wurden ähnliche Ergebnisse wie mit 15 mg PAK/L im Gegenstromverfahren erreicht.

Ergebnisse für 10 mg PAK/L mit Rückführung der Überschussskohle (DOC 8-9 mg/L) zeigten, dass der überwiegende Teil der Spurenstoffe zu 70-100 %, Sulfamethoxazol jedoch nur zu 50 % entfernt wurde (Zwickenpflug *et al.*, 2010). Eine Steigerung der PAK-Dosis auf 15 mg/L führte diesbezüglich zu einer deutlichen Verbesserung. Im Gegensatz dazu wurde bei einer Direktdosierung in die biologische Stufe ca. doppelt so viel Aktivkohle benötigt, wie beim Gegenstromverfahren. Aufgrund der geringen Kosten von PAK im Gegensatz zur Infrastruktur für das Gegenstromverfahren (Adsorptionstank und Sedimentation) wird diese Variante für Anlagen mit Platzmangel jedoch nicht ausgeschlossen.

Die Kombination von PAK mit Ultrafiltration in Vidy führte bei Dosierungen von 10-20 mg/L zu einer Entfernung von mehr als 80 % der meisten untersuchten Stoffe (Margot *et al.*, 2011).

Bei den großtechnischen Versuchen auf der Kläranlage Kloten/Opfikon (Kontaktzeit im Adsorptionsreaktor: 15-30 min; Kontaktzeit der im Filter zurückgehaltenen PAK: mehr als die Hälfte der Filterlaufzeit von 24h) wurde, bezogen auf den Ablauf der Nachklärung, eine durchschnittliche Entfernung von 71 % erreicht. Die Rückführung der teilbeladenen Kohle in die Biologie führte zu einer weiteren Effizienzsteigerung, v.a. für schwer adsorbierbare Stoffe (Böhler *et al.*, 2011). Fast alle untersuchten Spurenstoffe wurden so, bezogen auf den Ablauf der Vorklärung, zu > 80 % bzw. im Mittel 85 % eliminiert. Wenn es sich bei der im Vergleich zur Referenzstraße um 1-2 mg AFS/L höheren Konzentration an AFS/Schwebstoffen um beladene PAK handelt, würde dies die Spurenstoffentfernung jedoch wieder um einige Prozent verringern, was im konkreten Fall nicht untersucht wurde.

Zusammenfassend ist in Tabelle 2 die Entfernung ausgewählter Spurenstoffe bei PAK-Dosierung in einen nachgeschalteten Adsorptionsreaktor (ein- und zweistufiger Betrieb) und direkt in die biologische Stufe semiquantitativ dargestellt.

Tabelle 2: Semiquantitative, prozentuelle Entfernung ausgewählter Spurenstoffe bei einer PAK-Dosierung von 10 mg/L im nachgeschalteten Adsorptionsreaktor mit und ohne Rückführung (RF) in die Biologie und 30 mg/L direkt in die Biologie (Boehler *et al.*, 2011)

Substanz	Entfernung ohne RF	Entfernung mit RF	Entfernung in Biologie
Carbamazepin	++	+++	+++
Diclofenac	++	++	+++
Sulfamethoxazol	-	+ / ++	+
Bezafibrat	+++	+++	+++
Benzotriazol	+++	+++	+++
Iopromid	+	++	++

+++ > 90 %
 ++ 50-90 %
 + 10-50 %
 - < 10 %

2.2.4 Kosten

Alt und Mauritz (2010) geben für die Aktivkohledosierung auf der Kläranlage Mannheim spezifische Betriebskosten von 1,13 €/EW/a und spezifische Jahreskosten von 5,1 Cent/m³ Abwasser bzw. 2,13 €/EW/a an. Spezifische Jahreskosten unterschiedlicher Projekte sind in Tabelle 3 zusammengefasst. Des Weiteren werden die Jahreskosten aktueller Projekte der Hydro-Ingenieure mit 5-13 Cent/m³ Abwasser angesetzt (Alt und Mauritz, 2010). Im zitierten Beitrag werden zudem Kosten für unterschiedliche Einsatzvarianten von Aktivkohle (PAK und GAK) angegeben (hier nicht dargestellt). Metzger und Kapp (2008) gehen für eine nachgeschaltete Adsorptionsstufe mit nachgeschalteter Sandfiltration auf der Kläranlage Steinhäule (Ulm) von Betriebskosten von 2 Cent/m³ und Jahreskosten von 3-5 Cent/m³ aus. Schwentner und Schröder (2010) nennen zusätzliche jährliche Abwassergebühren für die PAK-Adsorptionsstufe von 4 Cent/m³ bzw. weniger als 1,6 €/EW/a.

Tabelle 3: Spezifische Jahreskosten unterschiedlicher Projekte zur Aktivkohleanwendung (modifiziert aus Alt und Barnscheidt, 2012)

ARA	Spez. Betriebskosten		Spez. Jahreskosten
	Cent/m ³ Abwasser	€/EW/a	Cent/m ³ Abwasser (Schmutz- / Frischwasser)
Mannheim ^a	2,7	1,13	5,1
Steinhäule (Ulm) ^b			8 / 19
Böblingen-Sindelfingen ^b			3 / 7
Stockacher Aach ^b			7 / 14
Kressbronn-Langargen ^b			8 / 16
Schwerte ^b			13 / 34
Lage ^b			9 / 24

^a (Alt und Mauritz, 2010)^b (Alt und Barnscheidt, 2012)

Böhler *et al.* (2010) gibt spezifische Jahreskosten für 10 mg PAK/L inklusive nachgeschalteter Filtration für zwei Kläranlagen mit 14 000 und 590 000 EW an. Sie liegen bei 0,3 und 0,1 €/m³ Abwasser bzw. bei 49 und 12 €/EW/a. Abegglen *et al.* (2009b) gibt spezifische Jahreskosten zwischen 0,15 und 0,47 sFr./m³ für die PAK-Behandlung aus der schweizerische Kostenstudie für sechs Kläranlagen an (Hunziker AG, 2008).

Kapp (2010) nennt für Versuche auf der Kläranlage Steinhäule jährliche Kosten für den Bürger von etwa 5-7 €/E/a für die Adsorptionsstufe und denselben Betrag noch einmal für eine Sandfiltration an.

Die Betriebskosten durch 5-10 % mehr Überschussschlammproduktion bei einer Rückführung der Überschussschle in das Belebungsbecken wurden in keiner der Kostenangaben berücksichtigt.

3 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

In zahlreichen Versuchen zum Einsatz weitergehender Reinigungsverfahren zur verbesserten Spurenstoffentfernung erwiesen sich die Anwendung von Ozon und Aktivkohle als potentielle Zukunftstechnologien mit hoher Praxisrelevanz.

Es handelt sich um Prozesse mit einer Breitbandwirkung, wobei es je nach Substanzklassen gewisse Unterschiede gibt, s. Abbildung 8. Die beiden Verfahren weisen ein hohes Entfernungspotential für einen weiten Bereich organischer Spurenstoffe auf, entfernen aber teilweise dieselbe Verbindung unterschiedlich gut. So werden bestimmte Substanzen etwa in der Ozonung besser entfernt als mittels Aktivkohle (z.B. Sulfamethoxazol), andere Verbindungen werden mittels Aktivkohle besser entfernt als mittels Ozonung (z.B. Organophosphate).

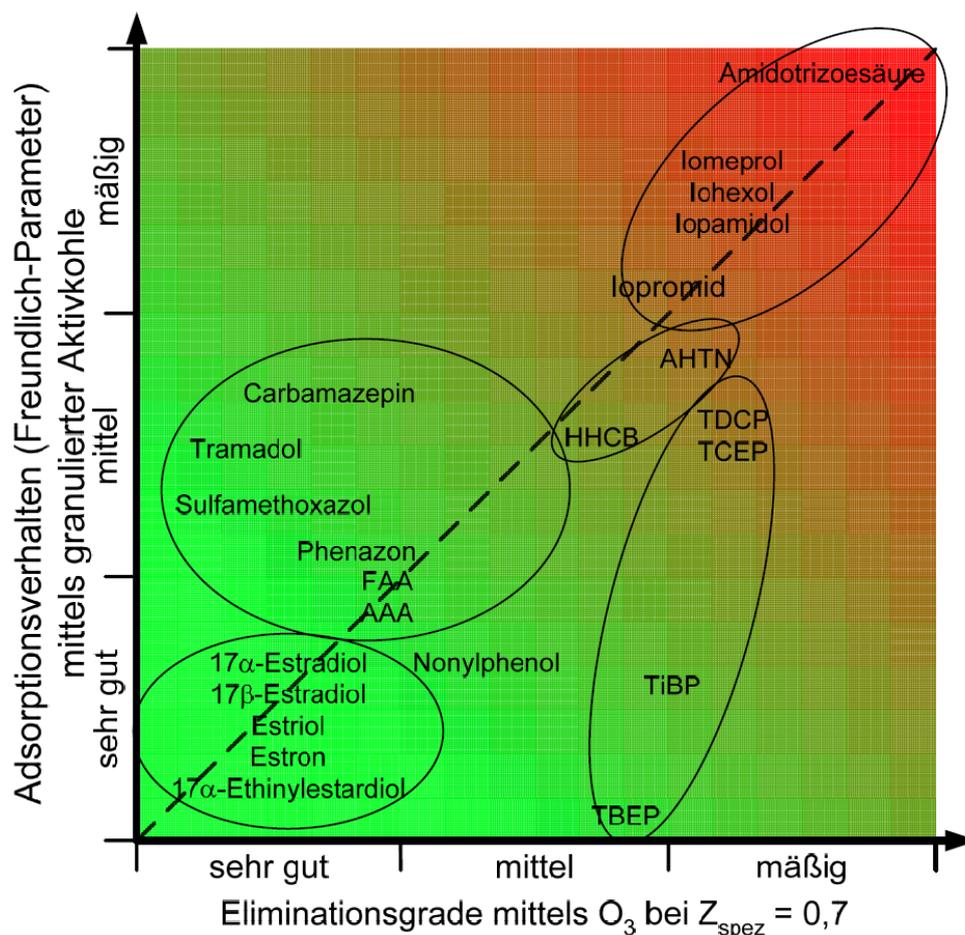


Abbildung 8: Eliminationsgrad von Ozon bzw. Adsorptionsverhalten von GAK für unterschiedliche Substanzen (Fahlenkamp *et al.*, 2008); AHTN, HHCB: Moschusduftstoffe; TDCEP, TCEP, TiBP, TBEP: Organophosphate; FAA, AAA: Pyrazolonderivate

Beide Verfahren haben zudem ihre verfahrenstechnischen Vor- und Nachteile und es müssen typspezifische Aspekte berücksichtigt werden. Während bei der Ozonung die Bildung von unerwünschten Nebenprodukten das größte Gegenargument darstellt, stellt sich bei der Aktivkohle die Frage nach dem Einfluss auf die bestehende Abwasserreinigung (Klärschlammanfall, Schlammalter, Denitrifikation, Hydraulik).

Aufbauend auf eine nach dem derzeitigen Stand der Technik bemessene und betriebene Kläranlage werden beide Verfahren momentan als grundsätzlich geeignet angesehen, organische Spurenstoffe soweit zu reduzieren, dass sie aus toxikologischen Gesichtspunkten im Gewässer keine Auswirkungen haben. Dem entsprechend werden beide Ansätze zurzeit intensiv beforscht, um Bemessungsgrundlagen sowie Betriebserfahrungen aber auch die Basis für Kostenkalkulationen zu erlangen.

Hinsichtlich der Kosten kann vereinfacht zusammengefasst werden, dass im Falle einer Ozonung die Investitionskosten und die Energiekosten für die Ozonerzeugung dominant sind, während es bei der Aktivkohle die Materialkosten für die Aktivkohle (Betriebskosten) selbst sind.

Um die Wirtschaftlichkeit der beiden Verfahren sinnvoll vergleichen zu können, müssen die Kosten von großtechnischen Anlagen umfassend erhoben und auf die Schmutzfracht bezogen verglichen werden. Neben Kenntnissen über Auslegung und Dimensionierung solcher technischer Maßnahmen sind diese Informationen notwendig, um für mögliche zukünftige gesetzliche Anforderungen an eine weitergehende Abwasserreinigung gewappnet zu sein.

Abschließend kann festgestellt werden, dass sich die Anforderungen an die Abwasserreinigung – wie bereits in der Vergangenheit auch – weiter erhöhen werden und die vermehrte Entfernung organischer Spurenstoffe mittels weitergehender Verfahrensschritte zukünftig eine zusätzliche Forderung in Hinblick auf die Reduktion anthropogener Auswirkungen auf die Umwelt darstellen wird. Es ist damit zu rechnen, dass basierend auf noch zu definierenden Kriterien wie etwa Verdünnungsverhältnisse, Vulnerabilität des empfangenen Gewässers oder Kläranlagengröße, Vorgaben für weitergehende Reinigungsschritte anstehen werden. Für die potentielle Umsetzung derartiger Maßnahmen wird geschätzt, dass dies ab 2030-40, also in 18-24 Jahren (3-4 NGP-Zyklen) aufgrund umzusetzender EU-Bestimmungen erforderlich sein könnte.

4 Literatur

- Abegglen, C., Escher, B. I., Hollender, J., Koepke, S., Ort, C., Peter, A., Siegrist, H., Von Gunten, U., Zimmermann, S. G., Koch, M., Niederhauser, P., Schärer, M., Braun, C., Gälli, R., Junghans, M., Brocker, S., Moser, R. und Rensch, D. (2009a). Ozonung von gereinigtem Abwasser - Schlussbericht Pilotversuch Regensdorf. EAWAG. 16. Juni 2009.
- Abegglen, C., Rosenstiel, R., Ort, C. und Schärer, M. (2009b). "Weitergehende Verfahren zur Elimination von organischen Spurenstoffen bei kommunalen Abwasserreinigungsanlagen-Varianten und Kosten." *Korrespondenz Abwasser, Abfall* 56(6): 584-592.
- Alt, K. und Barnscheidt, I. (2012). "Kosten des Einsatzes von Aktivkohle in bestehenden Flockungsfiltrationsanlagen." *Korrespondenz Abwasser, Abfall* 59(1): 28-35.
- Alt, K. und Mauritz, A. (2010). "Projekt zur Teilstrombehandlung mit Pulveraktivkohle im Klärwerk Mannheim." *Korrespondenz Abwasser, Abfall* 57(2): 161-166.
- Bahr, C., Ernst, M., Jekel, M., Heinzmann, B., Luck, F. und Ried, A. (2007). *Pilotox - Pilotuntersuchungen zur kombinierten oxidativ-biologischen Behandlung von Klärwerksabläufen für die Entfernung von organischen Spuren- und Wirkstoffen und zur Desinfektion*. Schriftenreihe Kompetenzzentrum Wasser Berlin, Bd. 5.
- Baldauf, G. (1986). "Einfluß natürlicher organischer Wasserinhaltsstoffe auf die Adsorption von Spurenstoffen in Aktivkohlefiltern." *Vom Wasser* 67: 11-21.
- Bode, H., Grünebaum, T., Klopp, R. und Jardin, N. (2009). "Spurenstoffe - Eintragspfade, Bewertung und Maßnahmen aus Sicht des Ruhrverbandes als Betreiber." *Wiener Mitteilungen* 212: 51-74.
- Boehler, M., Zwickenspflug, B., Hollender, J., Ternes, T., Joss, A. und Siegrist, H. (2011). Removal of micropollutants in municipal wastewater treatment plants by powder-activated carbon. 11th Specialised Conference on Design, Operation and Economics of Large Wastewater Treatment Plants. Budapest, Hungary: 149-156.
- Böhler, M., Zwickenspflug, B., Dorusch, F., Hollender, J., Siegrist, H., Fink, G., Schluesener, M., Ternes, T., Ante, S. und Ellerhorst, S. (2010). Vergleichende Untersuchungen verschiedener Anwendungen von Pulveraktivkohle zur Elimination von Spurenstoffen aus kommunalem Abwasser. 43. Essener Tagung. P. D.-I. J. Pinnekamp. Essen, Gewässerschutz Wasser Abwasser. 220: 31/1-31/16.
- Böhler, M., Zwickenspflug, B., Grassi, M., Behl, M., Neuenschwander, S., Siegrist, H., Dorusch, F., Hollender, J., Sinnet, B., Ternes, T., Fink, G., Liebi, C. und Wullschläger, W. (2011). Abschlussbericht Aktivkohledosierung in den Zulauf zur Sandfiltration Kläranlage Kloten/Opfikon (ergänzende Untersuchungen zum Projekt Strategie MicroPoll). EAWAG. August 2011.
- Bornemann, C. (2011). Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen, insbesondere kommunaler Flockungsfiltrationsanlagen durch den Einsatz von Aktivkohle. Fachgespräche Spurenstoffe, Düsseldorf, 12.04.2011.
- Brendel, U. (1997). Einsatz von Aktivkohle in der kommunalen Abwasserreinigung. Aachen, RWTH Aachen.

- Buffle, M.-O. (2005). Mechanistic Investigation of the Initial Phase of Ozone Decomposition in Drinking Water and Wastewater - Impact on the Oxidation of Emerging Contaminants, Disinfection and By-product Formation. an der Swiss Federal Institute of Technology Zürich, ETH Zürich.
- Daughton, C. G. und Ternes, T. A. (1999). "Pharmaceuticals and Personal Care Products in the Environment: Agents of Subtle Change?" Environ. Health Perspect 107: 907-938.
- Dohmann, M. (1998). "Geschichte der Abwasserentsorgung - Weitergehende Abwasserreinigung." KA Abwasser 45(7): 1240-1251.
- Proposal for a DIRECTIVE OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL amending Directives 2000/60/EC and 2008/105/EC as regards priority substances in the field of water policy, 31.1.2012.
- Erbe, V. (2010). 20 Jahre Flockungsfiltrationen beim Wupperverband - Auf dem Weg von der Phosphor- zur Mikroschadstoffelimination. 43. Essener Tagung. P. D.-I. J. Pinnekamp. Essen, Gewässerschutz Wasser Abwasser. 220: 32/1-32/14.
- Fahlenkamp, H., Nöthe, T., Nowotny, N. und Launer, M. (2008). Untersuchungen zum Eintrag und zur Elimination von gefährlichen Stoffen in kommunalen Kläranlagen - Phase 3. Universität Dortmund, Fakultät Chemie- und Bioingenieurwesen, Lehrstuhl Umwelttechnik. März 2008.
- Grünebaum, T. P. (2011). Elimination von Arzneimittelrückständen in kommunalen Kläranlagen. Untersuchungs- und Entwicklungsvorhaben im Bereich Abwasser zum Themenschwerpunkt Elimination von Arzneimitteln und organischen Spurenstoffen: Entwicklung von Konzeptionen und innovativen, kostengünstigen Reinigungsverfahren. Schlussbericht Phase 1.
- Halling-Sørensen, B., Nors Nielsen, S., Lanzky, P. F., Ingerslev, F., Holten Lützhøft, H. C. und Jørgensen, S. E. (1998). "Occurrence, fate and effects of pharmaceutical substances in the environment- A review." Chemosphere 36(2): 357-393.
- Hiller, G. (2011). Einsatz von Pulveraktivkohle auf der Kläranlage Steinhäule. 44. Essener Tagung. P. D.-I. J. Pinnekamp. Aachen, Gewässerschutz Wasser Abwasser. 223: 27/1-27/10.
- Huber, M. M., Canonica, S., Park, G.-Y. und von Gunten, U. (2003). "Oxidation of Pharmaceuticals during Ozonation and Advanced Oxidation Processes." Environmental Science & Technology 37(5): 1016-1024.
- Hunziker AG (2008). Massnahmen in ARA zur weitergehenden Elimination von Mikroverunreinigungen - Kostenstudie. Studie im Auftrag des Bundesamt für Umwelt BAFU. Oktober 2008.
- Kapp, H. (2010). Best Practice der Abwasserreinigung: Einsatz von Pulveraktivkohle zur Elimination von Spurenstoffen im Klärwerk Ulm/Neu-Ulm. Workshop "Environment, Water & Risk Prevention", Brüssel, 6.10.2010.
- Kreuzinger, N. und Schaar, H. (2009). "Oxidationsverfahren in der Abwasserreinigung." Wiener Mitteilungen 212: 265-290.
- LAWA (2005). Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen (KVR-Leitlinien), LAWA - Länderarbeitsgemeinschaft Wasser.

- Lindtner, S. (2009). Öffentlicher Bericht - Benchmarking für Kläranlagen - Geschäftsjahr 2008. <http://www.abwasserbenchmarking.at/home/berichte/index.php>. Dezember 2009.
- Lindtner, S. und Haslinger, J. (2012). "Stand und Zukunft des Benchmarkings auf österreichischen Kläranlagen." Wiener Mitteilungen 226.
- Margot, J., Magnet, A., Thonney, D., Chèvre, N., de Alencastro, R. und Rossi, L. (2011). Traitement des micropolluants dans les eaux usées - Rapport final sur les essais pilotes à la step de Vidy (Lausanne). Ed. Ville de Lausanne.
- Metcalf & Eddy (2002). Wastewater Engineering - Treatment and reuse, Mac Graw Hill.
- Metzger, S. und Kapp, H. (2008). Einsatz von Pulveraktivkohle zur Elimination von Mikroverunreinigungen. VSA-Fachtagung vom 28. Oktober 2008.
- Metzger, S., Rößler, A., Kapp, H., Hiller, G., Süßmutz, W. und Maurer, M. (2009). "Spurenstoffentnahme in kommunalen Kläranlagen durch Adsorption." Korrespondenz Abwasser, Abfall 56(6): 610-618.
- Neifer, H. (2010). Weitergehende Elimination von Mikroschadstoffen aus Abwasser in Baden-Württemberg. 24. Karlsruher Flockungstage, 16.-17. November 2010.
- Poseidon (2004). Assessment of Technologies for the Removal of Pharmaceuticals and Personal Care Products in Sewage and Drinking Water Facilities to Improve the Indirect Potable Water Reuse. Contract No. EVK1-CT-2000-00047.
- Schaar, H., Knasmueller, S., Ferk, F., Misik, M., Sommer, R., Schürhagl, R., Grillitsch, B., Altmann, D., Möstl, E. und Kreuzinger, N. (2011). KomOzon - Technische Umsetzung und Implementierung einer Ozonungsstufe für nach dem Stand der Technik gereinigtes kommunales Abwasser - Heranführung an den Stand der Technik. TU Wien, Institut für Wassergüte.
- Schwentner, G. und Schröder, M. (2010). Ergänzung der Flockungsfiltration durch Vorschaltung einer Aktivkohleanlage am Beispiel der Kläranlage Böblingen-Sindelfingen. 43. Essener Tagung. P. D.-I. J. Pinnekamp. Essen, Gewässerschutz Wasser Abwasser. 220: 35/1-35/8.
- Stachelin, J. und Hoigne, J. (1983). "Reaktionsmechanismus und Kinetik des Ozonzerfalls in Wasser in Gegenwart organischer Stoffe." Vom Wasser 61: 337-348.
- Ternes, T. A. (1998). "Occurrence of drugs in German sewage treatment plants and rivers." Wat. Res. 32(11): 3245-3260.
- Werderitsch, M. (1998). Entfernung organischer Verunreinigungen mittels oxidativer and adsorptiver Verfahren aus Grundwasser. PhD Thesis an der I für Wasservorsorge, Gewässergüte u Fischereiwirtschaft, Abt. f. Siedlungswasserbau, Industrierwasserwirtschaft und Gewässerschutz, BOKU.
- Wichmann, K. (1979). Untersuchungen zur weitergehenden Abwasserreinigung durch Aktivkohle-Adsorption, ISAH, TU Hannover.
- Zwickenpflug, B., Böhler, M., Sterkele, B., Joss, A., Siegrist, H., Traber, J., Gujer, W., Behl, M., Dorusch, F., Hollender, J., Ternes, T. und Fink, G. (2010). Einsatz von Pulveraktivkohle zur Elimination von Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser. EAWAG, BfG. Abschlussbericht.

Korrespondenz an:**Heidemarie Schaar**
Norbert KreuzingerInstitut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft, TU-Wien
Karlsplatz 13/226, 1040 Wien

Tel: +43 1 58801-22628 / 22622

Fax: +43 1 58801-22699

E-Mail: hschaar@iwag.tuwien.ac.atE-Mail: norbkreu@iwag.tuwien.ac.at

Stand und Trends bei der Faulgasverwertung auf Kläranlagen

Wilhelm Frey

Abwassertechnische Ausbildung und Beratung

Abstract: Faulgas ist ein wertvoller Energieträger. Im ersten Abschnitt werden der Faulgasanfall und die Faulgaszusammensetzung besprochen. Ein wesentlicher Punkt ist die erforderliche Gasreinigung und Gasaufbereitung. Die Möglichkeiten der Nutzung des Faulgases in Verbrennungsmotoren und Gasturbinen sowie ein Seitenblick auf alte/neue Entwicklungen bilden den Hauptteil des Beitrages. Zum Abschluss werden die Emissionen der Verfahren diskutiert.

Key Words: Faulgas, Faulgasnutzung, Entschwefelung, Methananreicherung, Blockheizkraftwerk, Ottomotor, Mikrogasturbine, Stirlingmotor, Organic Rankine Cycle, Luftschadstoffe, Emissionsgrenzwerte

1 Einleitung

Die beheizte anaerobe Schlammfäulung ist ein etablierter Prozess zur Schlammstabilisierung auf Kläranlagen. Die daraus resultierende Faulgasproduktion war und ist ein positiver Nebeneffekt zur Energiegewinnung aus den Rückständen der Abwasserreinigung.

Auf Grund des steigenden Kostenbewusstseins sind Kläranlagenbetreiber bemüht, einerseits den Energiebedarf zu senken und andererseits die Eigenproduktion zu steigern.

Der vorliegende Vortrag versucht einen Überblick über verfügbare Methoden der Faulgasverwertung auf Kläranlagen zu geben. Neben den eigentlichen Verwertungsmethoden werden auch, aus den jeweiligen Verfahren, resultierende Anforderungen an die Gasaufbereitung und Emissionsfragen behandelt.

2 Faulgaszusammensetzung und Faulgasanfall

Im Rahmen dieses Vortrages wird auf Gas aus Klärschlammfaulanlagen, aus vorwiegend mit kommunalem Abwasser beschickten Kläranlagen, eingegangen. Detaillierte Angaben zu anderen Biogasen findet man z. B. im DWA Merkblatt 363 [1].

Bei der anaeroben Stabilisierung von Klärschlamm entsteht Faulgas. Es besteht im Wesentlichen aus ca. 65 Vol.% Methan (CH_4) und ca. 35 Vol.% Kohlendioxid (CO_2). Es sind auch geringe Anteile von Schwefelwasserstoff (typischer Wert 0,1 Vol.%, H_2S) und Spuren von z.B. Stickstoff (N_2) enthalten.

Die Menge an gebildetem Faulgas ist abhängig von der Menge an abbaubaren organischen Stoffen und somit vom Stabilisierungsgrad der eingebrachten Schlamm Trockensubstanz. Zusätzlich wird die Gasbildung von der Temperatur und der Aufenthaltszeit im Faulbehälter beeinflusst.

Pro kg abgebauter organischer Trockensubstanz entstehen ca. 500 Liter Methan. Der Faulgasanfall schwankt auf kommunalen Kläranlagen zwischen 15-20 Liter pro Einwohner und Tag. Bei einer hoch belasteten Kläranlage wird wesentlich mehr faulfähiges Material in den Faulbehälter eingebracht als bei einer Schwachlastbelebung zur vollständigen Nitrifikation und Denitrifikation. Auch ist bei Anlagen mit Vorklärung ein höherer Gasanfall zu erwarten als bei Anlagen ohne Vorklärung.

Sind im Schlamm durch die Entsorgung von Speiseresten oder die Zugabe von Co-Substraten viele organische Stoffe enthalten, so kann der Gasanfall beträchtlich höher sein. Problematisch ist dann aber auch häufig, dass organisches Material in ungelöster Form nicht vollständig stabilisiert wird und im ausgefaulten Schlamm (Faulzeiten > 25 - 30 Tage) immer noch fäulnisfähige Stoffe enthalten sind und somit der Schlamm zum Anfaulen neigt. In jedem Fall muss die ausreichende Stabilisierung Vorrang vor erhöhtem Gasgewinn haben!

Reines Methangas enthält pro m_N^3 etwa 36.000 kJ. Diese Energiemenge entspricht umgerechnet 10 kWh/ m_N^3 . Berücksichtigt man, dass Faulgas zu etwa zwei Drittel aus Methan und zu einem Drittel aus Kohlendioxid besteht, so berechnet sich ein Energieinhalt des Faulgases von 24.000 kJ/ m_N^3 oder 6,5 kWh/ m_N^3 .

Der Explosionsbereich von reinem Methan in Mischung mit Luft liegt zwischen 4,4 Vol.% Methan (untere Explosionsgrenze) und 16,5 Vol.% Methan (obere Explosionsgrenze).

3 Faulgasaufbereitung

Die Art und der Umfang der Faulgasaufbereitung muss sich im Einzelfall an der Art der Gasverwertung orientieren. Häufig ergeben sich aus Vorschriften zur Reduktion von Abgasemissionen zusätzliche Forderungen an die Gasaufbereitung.

Bei der Nutzung des Faulgases auf der Kläranlage sind im Wesentlichen

- Partikel (z.B. Schaum) und Wasserdampf
- Schwefelwasserstoff
- Siliziumverbindungen

zu entfernen. Je nach Art der Nutzung können weitere, zum Teil aufwändige, Schritte notwendig sein. Soll das Faulgas in ein Gasnetz eingespeist werden ist eine Methananreicherung erforderlich. Häufig ist auch eine Druckerhöhungsanlage und eine Gasregelstrecke notwendig.

Auf weitere Gasinhaltsstoffe, wie sie in Biogasen anderer Herkunft enthalten sein können, wird im Rahmen dieses Vortrages nicht eingegangen. Eine detaillierte Ausarbeitung zu diesen Punkten findet man z.B. im DWA Merkblatt 361 „Aufbereitung von Biogas“ [2].

3.1 Entfeuchtung

Biogas ist nach der Entstehung in der anaeroben Schlammbehandlung zu 100 % mit Wasserdampf gesättigt. Ein hoher Wasserdampfanteil im Faulgas ist in Verbindung mit hohen Schwefelwasserstoffkonzentrationen schädlich für die nachgeschalteten Anlagenkomponenten, da durch Kondensation Wasser ausfallen und es zur Bildung von schwefeliger Säure kommen kann. Daher erfordern die meisten Gasnutzungseinrichtungen möglichst trockenes Gas.

3.1.1 Methoden der Entfeuchtung

Im praktischen Betrieb erfolgt die Abtrennung von Wasserdampf häufig im Kiesfilter und durch Nutzung der Kondensationsprozesse in den Rohrleitungen sowie im Gasspeicher. An den kühlen Wänden wird der Taupunkt unterschritten und es fällt Kondensat aus. Wichtig für die Funktion der Wasserabtrennung sind entsprechend angeordnete Kondensatablässe. Eine zusätzliche Absenkung der relativen Feuchte des Faulgases wird durch eine Wiedererwärmung, auf dem Transportweg vom Gasspeicher zu den Verbrauchern, erzielt.

Eine Entfeuchtung durch Kühlaggregate, Verdichtung oder Adsorptionseinrichtungen findet man auf kommunalen Kläranlagen eher selten.

3.2 Entschwefelung

Aus den im Abwasser enthaltenen Schwefelverbindungen (z.B. Sulfat) entsteht unter anaeroben Bedingungen im Faulturn Schwefelwasserstoff. Im Faulgas ist Schwefelwasserstoff in der Größenordnung von etwa 0,1 Vol.% H_2S enthalten.

Hinweis zur Umrechnung von Konzentrationsangaben von Schwefelwasserstoff:
0,1 Vol.% entspricht 1000 ppm entspricht 1530 mg/m_N³

Schwefelwasserstoff im Faulgas bewirkt:

- Bei der Verbrennung des H_2S entsteht Schwefeldioxid. Bei der Kondensation des Wasserdampfes im Abgas bildet sich Schwefelsäure. Diese führt zu Korrosion in den Abgasanlagen.
- Schwefeldioxid im Abgas
- Schmieröl verliert durch H_2S seine Schmierwirkung, wodurch es zu Motorschäden kommen kann. Es gibt spezielle Schmiermittel für mit Faulgas betriebene Motoren.

3.2.1 Technische Maßnahmen zur Entschwefelung

Im Folgenden werden die häufigsten auf Kläranlagen anzutreffenden Verfahren beschrieben.

Zugabe von Eisen

Auf Anlagen, auf denen Eisensalze zur Phosphat-Entfernung zugegeben werden, enthält das Faulgas nur mehr wenig H₂S. Bei der Phosphorfällung wird Eisen im Überschuss (z.B. $\beta = 1,5$) zugegeben und es entsteht Eisenhydroxid. In der Faulung reagiert das Eisen mit dem Schwefel und führt ihn in eine unlösliche Form (Eisensulfid) über. Das heißt der Schwefel wird im Faulschlamm gebunden und es entsteht nur sehr wenig Schwefelwasserstoff. Im Faulgas von Anlagen, die mit Phosphorfällung betrieben werden, findet man in der Regel Schwefelwasserstoffgehalte von ca. 0,01 Vol.%. Eine externe Entschwefelung kann dadurch unter Umständen entfallen bzw. wird kaum belastet. In Sonderfällen (bei relativ niedrigen H₂S-Gehalten im Faulgas) ist es möglich, eine Fällung gezielt zur H₂S-Entfernung aus dem Faulgas zu betreiben.

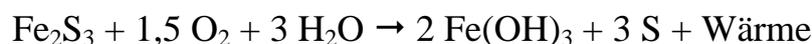
Werden Aluminiumsalze zur P-Fällung eingesetzt, kommt es zu keiner Reduktion des H₂S-Gehaltes im Faulgas. In der Praxis werden daher manchmal Mischprodukte, die auch Eisen enthalten, zur Phosphorfällung eingesetzt. Weitere Hinweise zu diesem Thema findet man z.B. im DWA Arbeitsblatt 202 „Chemisch-physikalische Verfahren zur Elimination von Phosphor aus Abwasser“ [3].

Trockengasentschwefler

Häufig wird die sogenannte Trockengasentschwefelung (Adsorptionsverfahren) eingesetzt. Die Anlagen bestehen aus einem oder zwei Behältern, die mit einem Adsorptionsmittel (Raseneisenerz; Fe(OH)₃) gefüllt sind. Beim Durchströmen des Faulgases lagert sich der Schwefelwasserstoff, nach folgender Reaktionsgleichung, an der Füllmasse an.



Zur Regeneration des Füllmaterials wird Luft statt Faulgas durchgeleitet, wodurch der angelagerte Schwefelwasserstoff in elementaren Schwefel umgewandelt wird. (Vorsicht: starke Wärmeentwicklung). Es gilt folgende Reaktionsgleichung:



Raseneisenerz ist körniges Schüttgut (Korngröße über 10 mm) mit einer Schüttdichte von ca. 850 kg/m³. Pro m³ Füllmasse können ca. 120 kg H₂S aus dem Gas entfernt werden. Der Wirkungsgrad des Verfahrens wird mit ca. 95 % (bei einer Rohgaskonzentration von 500 ppm) angegeben.

Neuere Anlagen haben Einturmentschwefler. Bei diesen erfolgt die Regeneration simultan. Dazu wird im laufenden Betrieb zum Faulgas eine geringe Menge (2 – 3 Vol%) Luft beigemischt. Hier ist eine zuverlässige exakte Regelung der Luftbeimischung erforderlich, um zündfähige Gemische von Faulgas und Luft zu vermeiden.

Biologische Entschwefelung

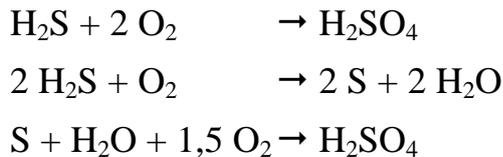
Die biologische H₂S-Oxidation im wässrigen Milieu durch aerobe Schwefelbakterien ist allgemein bekannt. Es gibt zwei Möglichkeiten der technischen Umsetzung:

- Tropfkörper oder Rieselbettreaktor
- Einblasen von Luft in den Bioreaktor (Faulturm)

Auf Kläranlagen kommt vereinzelt das Verfahren mit Tropfkörper bzw. Rieselbettreaktor zum Einsatz.

Die Anlage besteht aus einem Behälter in dem sich Füllkörper befinden. Die Oberfläche ist mit speziellen Mikroorganismen bewachsen die die Oxidation des Schwefelwasserstoffs bewirken. Die Mikroorganismen müssen mit Nährstoffen und Spurenelementen versorgt werden. Dies erfolgt z.B. durch die Zugabe von verdünntem Klärschlamm.

Das Faulgas tritt unten in den Reaktor ein und strömt nach oben. Die Mikroorganismensuspension wird stetig im Kreislauf gepumpt, sodass der Schwefelwasserstoff von der flüssigen Phase aufgenommen werden kann. Über die Kreislaufleitung werden die Oxidationsprodukte (Schwefel und/oder Sulfat) ausgeschleust. Es werden z. B. Mikroorganismen der Gattung Thiobacillus (Thiooxidans/Ferrooxidans) eingesetzt. Diese Bakterien nutzen die Schwefelverbindungen und als Kohlenstoffquelle Kohlendioxid für ihren Stoffwechsel. Sie sind in der Lage, unter aeroben Bedingungen Schwefelwasserstoff zu Schwefel bzw. zu Sulfat zu oxidieren. Ihr Stoffwechsel lässt sich ganz allgemein mit folgenden Gleichungen darstellen:



Der Sauerstoffbedarf wird durch Zufuhr von Umgebungsluft, welche mit einem regelbaren Gebläse zugeführt wird, gedeckt. Als Steuergröße wird der Biogasvolumenstrom oder die O₂-Konzentration im Biogas nach dem Tropfkörper verwendet. Ein wichtiger Betriebsparameter ist die Temperatur, diese wird mittels Heizung eingestellt und geregelt.

3.3 Siloxanentfernung

Siloxane sind organische Siliziumverbindungen. Sie werden synthetisch hergestellt und kommen in der Natur nicht vor. Siloxane sind z. B. in Shampoos, Kosmetikas und Waschmitteln enthalten. Über kommunale Abwässer findet der Eintrag ins Biogas statt. Bei der Verbrennung des Biogases in Gasmotoren entstehen glasharte, siliziumhaltige Ablagerungen, welche zu verstärktem Verschleiß und Schäden an Zylindern und Kolben der Motoren führen. Das Problem ist seit den 90-Jahren bekannt und wurde anfänglich mit häufigeren Ölwechseln bekämpft. Von Motorenherstellern werden Grenzwerte von ca. 5 mg/m_N³ gefordert. Bei Betrieb mit Oxidationskatalysatoren liegen die Grenzwerte deutlich niedriger.

Als Verfahren stehen z. B. die

- Aktivkohleadsorption
- Taupunktkühlung
- Tiefkühlung und
- Wäsche

zur Verfügung. Details findet man in DWA M361 [2].

3.3.1 Aktivkohleadsorption

Aktivkohle kann prinzipiell Siloxane binden, hat jedoch eine begrenzte Beladungskapazität. Es können Reingaswerte im Bereich der Nachweisgenauigkeit (0,1 mg/m³) erreicht werden. Die Adsorption der Siloxane steht dabei in Kon-

kurrenz zu anderen Gasbegleitstoffen (z. B. Halogene). Die Regeneration siloxanbelasteter Aktivkohle ist aufwändig. Aktivkohle wird für die Siloxanentfernung bei relativ geringen Konzentrationen eingesetzt.

3.3.2 Taupunktkühlung

Die Kühlung stellt kein gezieltes Verfahren zur Siloxanentfernung dar. Durch Kühlung können als Nebeneffekt kondensierbare Siloxanverbindungen abgetrennt werden. Grenzwerte von 5 mg/m^3 können in der Regel nicht gesichert eingehalten werden. Um die Standzeit eines Aktivkohlefilters zu verlängern, können Kühlverfahren als Vorstufe sinnvoll sein.

3.4 Methananreicherung

Auf Kläranlagen existieren einige wenige solcher Anreicherungsanlagen. Es werden Adsorptions-, Absorptionsverfahren und Membranverfahren unterschieden.

3.4.1 Druckwechseladsorption

Als Adsorbentien werden z.B. Aktivkohle oder Zeolithe eingesetzt. Das Verfahren beruht auf der reversiblen Anlagerung von CO_2 an die Adsorbentien. Mit dem Verfahren kann je nach Füllmaterial auch eine Rückhaltung anderer Gasbestandteile (z.B. N_2 , O_2 , Siliziumverbindungen) erreicht werden. Für einen effektiven Betrieb ist Wasserdampf und H_2S vor Eintritt des zu reinigenden Gases in die Adsorptionskolonne zu entfernen.

Das zu reinigende Gas wird mit 4 - 7 bar in die Adsorptionskolonne geleitet. Methan passiert die Trenneinrichtung fast vollständig, andere Gasinhaltsstoffe werden weitgehend zurückgehalten. Die Regeneration der Trennkolonne erfolgt durch Druckabsenkung. Durch entsprechende Betriebsführung kann eine hohe Trennleistung erreicht werden. Da im Schwachgasstrom noch geringe Anteile an CH_4 enthalten sind ist eine Nachbehandlung erforderlich. Nach DWA 361 liegt der Methangehalte im Produktgas $> 96 \%$. Der elektrische Energiebedarf der Aufbereitung beträgt ca. $0,25 \text{ kWh/m}^3$.

3.4.2 Druckwasserwäsche

Das Verfahren der Druckwasserwäsche ist ein absorptives Verfahren. Als Waschflüssigkeit kommt ausschließlich Wasser zum Einsatz. Das Verfahren beruht auf der guten Löslichkeit von CO_2 in Wasser.

Das Rohgas wird auf a. 7 bar bis 10 bar verdichtet und in die Waschkolonne geleitet. Das Kohlendioxid und andere Gaskomponenten werden im Waschwasser gelöst. Das mit CH_4 angereicherte Produktgas verlässt die Trennkolonne am Kopfende. Durch entsprechende Prozessführung wird die Trennleistung gesteigert. Da im Schwachgasstrom noch geringe Anteile an CH_4 enthalten sind ist eine Nachbehandlung erforderlich. Nach DWA 361 liegt der Methangehalte im Produktgas $> 97 \%$. Der elektrische Energiebedarf der Aufbereitung beträgt bis zu $0,25 \text{ kWh/m}^3$.

3.4.3 Membranverfahren

Durch ein vom BM für Verkehr, Innovation und Technologie gefördertes Projekt wurde in Zusammenarbeit mit der Technischen Universität Wien (Institut für Verfahrenstechnik, Umwelttechnik und Technische Biowissenschaften; Abbildung 1) sowie der Firma Axiom eine Biogas-Aufbereitungs-technologie mit Membrantechnik entwickelt.

Das Rohgas wird entschwefelt, komprimiert, von Ammoniak und einem Teil des Wassers befreit und dann in eine zweistufige Membrananlage geleitet. In der Membranstufe wird das Kohlendioxid und Wasserdampf abgetrennt. Schlüsseltechnologie ist dabei die so genannte Gaspermeation, eine Membrantechnologie, bei der halbdurchlässige Membranen eingesetzt werden, die selektiv durchlässig für Kohlendioxid und Wasserdampf sind, jedoch nicht für Methan (siehe Abbildung 1).

In Österreich wurden bereits Anlagen mit einem Durchsatz von $100\text{-}150 \text{ m}^3/\text{h}$ errichtet.

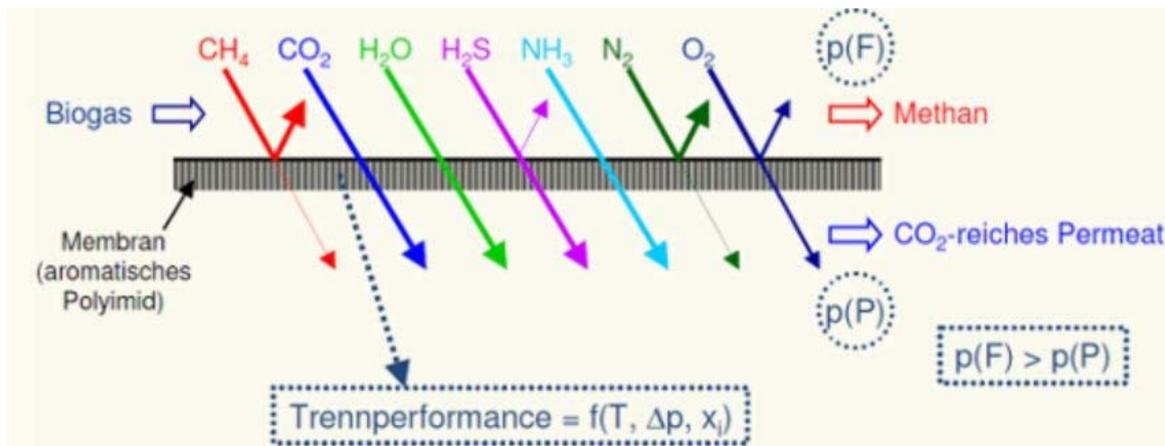


Abbildung 1: Funktionsprinzip einer halbdurchlässigen Membran

4 Methoden der Faulgasverwertung

Häufig auf Kläranlagen anzutreffen sind Heizkessel, Verbrennungsmotoren und in letzter Zeit auch Mikrogasturbinen. Eine umfangreiche Auflistung möglicher Verfahren findet man z.B. in WIFO 2005: Kraft-Wärme-Kopplung in Österreich Österreich [4] und BMVIT 2010 [5]. Im Rahmen dieses Vortrages wird auszugsweise auf die folgenden Verfahren eingegangen:

- Heizkessel
- Verbrennungsmotor (Ottomotor, Zündstrahlmotor)
- Mikrogasturbine
- Brennstoffzelle
- Stirlingmotor
- Organic Rankine Cycle (ORC)
- Einspeisung in Gasnetz

Zur Abschätzung der Größe eines Blockheizkraftwerkes in Abhängigkeit des Gasanfalls und der Anlagengröße kann die Abbildung 2 eine Hilfestellung bieten. Aus dem Diagramm ist ableitbar, dass z.B. bei einem Gasanfall von $18 \text{ L}/(\text{EW}_{120} \cdot \text{d})$ erst ab einer Anlagengröße von 30.000 EW_{120} ein Aggregat mit $50 \text{ kW}_{\text{el}}$ im Dauerbetrieb betrieben werden kann

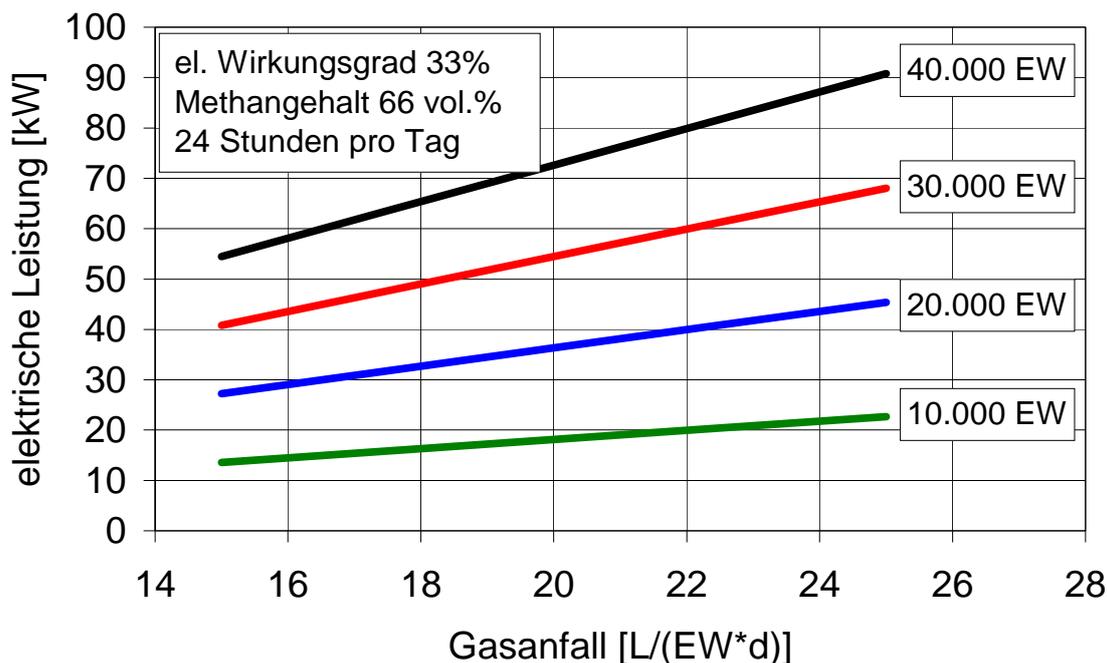


Abbildung 2: Elektrische Leistung in Abhängigkeit des Gasanfalls und der Anlagengröße

4.1 Heizkessel

Auf Kläranlagen mit beheizter anaerober Schlammfäulung wird Wärme zur Heizung des Faulturmes benötigt. Auf kleineren Anlagen (bis ca. 20.000 EW) werden häufig Heizkessel zur Erzeugung der Wärmeenergie eingesetzt. Zum Einsatz kommen in der Regel Brennwertkessel, die die im Faulgas enthaltene chemische Energie fast vollständig in thermische Energie umwandeln.

Der Mindestmethangehalt des Biogases für Brenner liegt bei ca. 50 %.

4.2 Verbrennungsmotor

Es kann nach Ottomotor (Fremdzündung) und Dieselmotor (Zündstrahlmotor, Selbstzündung) unterschieden werden. Auf Kläranlagen kommen fast ausschließlich Ottomotoren mit Zündkerzen zum Einsatz.

4.2.1 Anforderungen an das Faulgas

Die maximale Biogastemperatur sollte 40 °C nicht übersteigen, um die Lebensdauer der Membranen der Gasregelstrecke nicht zu beeinflussen und die Temperatur des Gas/Luftgemisches und somit die Motorleistung nicht zu beeinträchtigen. Der untere Heizwert sollte zwischen 4,3 kWh/m_N³ und 7 kWh/m_N³ (45 % bis 70 % CH₄, Rest CO₂) liegen und es können Heizwertschwankungen von ± 1 %/30 s (abhängig vom Hersteller) regelungsseitig kompensiert werden. Bei langsameren Heizwertänderungen des Biogases sind auch größere Schwankungen im Rahmen des oben angegebenen Bandes zulässig. Das Biogas sollte eine relative Feuchte von 80 % nicht überschreiten, um einen ausreichenden Abstand vom Taupunkt zu gewährleisten. Besonders wichtig ist der Taupunktsabstand im Bereich der Gasregelstrecke, um dort das Auskondensieren zu vermeiden. Kondensat muss vor Eintritt in die Gasregelstrecke bzw. den vorgelagerten Gasverdichter vollständig entfernt werden. Des Weiteren bestehen noch Begrenzungen für:

- Schwefelwasserstoff < 200 ppm (< 8 ppm bei Katalysatorbetrieb)
- Silizium (aus Siloxanen) < 5 mg/ m_N³ (mit Katalysator an der Nachweisgrenze)

Details können dem DWA M361 [2] entnommen werden.

Der erforderliche Gasdruck vor der Regelstrecke beträgt in Abhängigkeit der Druckverluste der Gasregelstrecke 20 hPa bis 80 hPa. Durch die Wahl einer ausreichend groß dimensionierten Gasregelstrecke kann in vielen Fällen auf eine Druckerhöhung hinter einem Niederdruckgasbehälter verzichtet werden. Druckschwankungen sind zu begrenzen z.B. auf 10 hPa/s bei 80 hPa Vordruck.

4.2.2 Funktionsprinzip

Der Generator wandelt die an der Motorwelle erzeugte mechanische Arbeit in elektrische Energie um. Die bei der Stromerzeugung durch Verbrennung entstehende Wärme wird für die Bereitstellung von Prozesswärme oder zu Heizzwecken genutzt. Als Wärmequellen dienen die Verbrennungsabgase und das Motorkühlwasser.

Die Maschinen sind in der Regel als Blockheizkraftwerk aufgebaut. Das bedeutet, dass die bei der Stromerzeugung anfallende Wärme ebenfalls als Nutzenergie zur Verfügung gestellt wird (Abbildung 3).

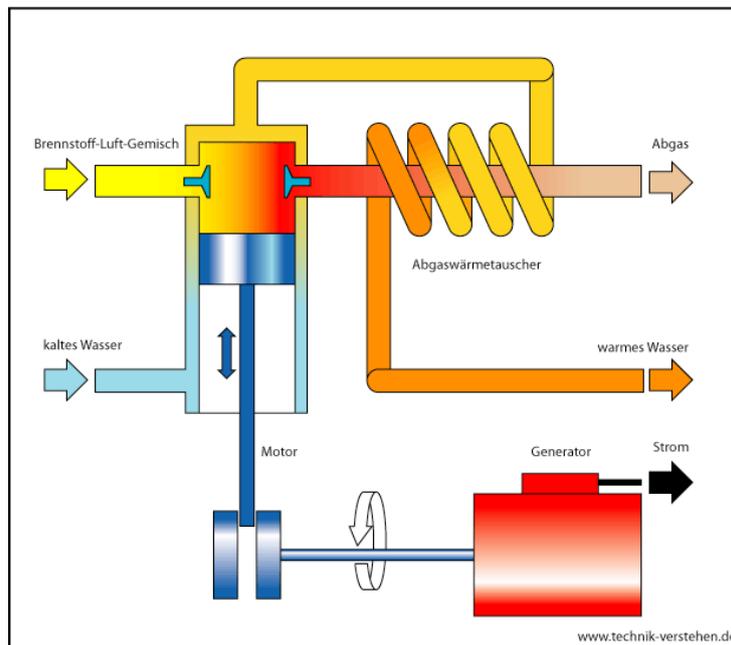


Abbildung 3: Schema Blockheizkraftwerk

Die im Faulgas enthaltene Energie wird in einem BHKW zu ca. 30-40% in elektrische und zu ca. 40-50% in thermische Energie umgewandelt. Der Rest sind Verluste. In der Abbildung 4 ist der Energiefluss in einem BHKW dargestellt.

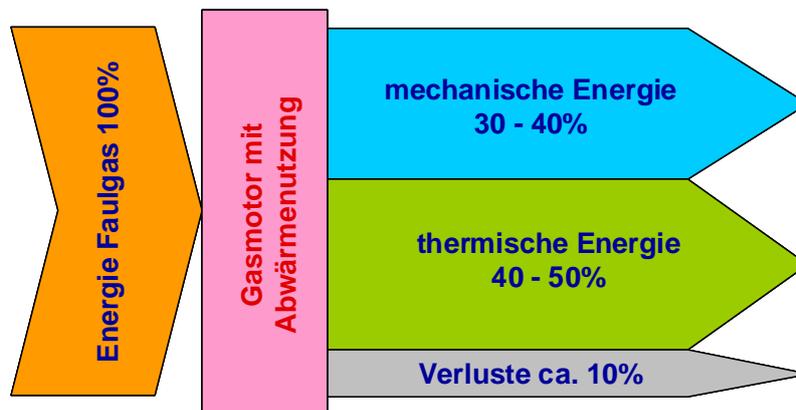


Abbildung 4: Energieflussdiagramm BHKW

Im Normalbetrieb können mit einem BHKW bis zu 90% der im Faulgas enthaltenen Energie nutzbar gemacht werden. Wird die thermische Energie nicht benötigt oder wird das BHKW im Notkühlbetrieb gefahren, geht der Anteil der thermischen Energie verloren.

Stärken von Gasmotoren

- Elektrischer Wirkungsgrad bei Volllast bis 40 %, bei Teillast weniger z.B. 32%
- Geringe Leistungsverluste durch Nebenaggregate (ca. 2 % bis max. 5% bei Notkühlung)
- Energieautark und daher notstromtauglich (Starterbatterie)
- Gasvordruck ca. 50 hPa (= 50 mbar)
- Unempfindlich gegen Druck- und Temperaturschwankungen
- Abwärmenutzung über Kühlwasser und Abhitzekeessel
- Ausgereifte Maschinentechnik > 100.000 Betriebsstunden
- Investitionskosten tendenziell gering

Schwächen von Gasmotoren

- Hoher Methangehalt notwendig (Methananteil min. 45 %)
- Notkühlung erforderlich, wenn keine Abwärmenutzung erfolgt
- Hohe Lärmentwicklung
- Empfindlich auf Schwefelwasserstoff
- Betriebsphasen möglichst lang, 4 bis 6 Stunden.
- Teillastbetrieb gleiche Kosten pro Betriebsstunde → weniger Strom → spezifisch teurer
- Betriebskosten tendenziell hoch (Service + Öl + Kerzen)
- Abgaswerte hoch

4.3 Mikrogasturbine

4.3.1 Anforderungen an das Faulgas

Die maximale Biogastemperatur sollte 50 °C nicht übersteigen und muss mit dem jeweiligen Heizwert und somit vom Methangehalt abhängigem Druck an der MGT bereitgestellt werden, um eine konstante Feuerungsleistung zu erhalten. Der Brennwert sollte zwischen 3,8 kWh/m_N³ und 8,3 kWh/m_N³ liegen und es können Heizwertvariationen von ± 10 % des jeweiligen Heizwertes verarbeitet werden. Dementsprechend kann das Biogas bei einem Methangehalt von 35 %

bis 75 % und einer Variation des Gehaltes von ± 5 % in der MGT verwertet werden. Das Biogas darf einen maximalen Wassergehalt von 3 Vol.% haben. Kondensat muss vor Eintritt in die MGT vollständig entfernt werden. Weitere Begrenzungen sind z. B. für Staub, Partikelgröße ($< 10 \mu\text{m}$, 20 ppm Gewicht) und Siloxane (5 ppb Vol.) gegeben. Mikrogasturbinen sind unempfindlich in Bezug auf erhöhte Schwefelwasserstoffkonzentrationen, für Verdichter und Abgasanlage der Turbine ist jedoch ein Grenzwert von 200 ppm H_2S im Hinblick auf die Abgasqualität zu empfehlen. Details können dem DWA M361 [2] entnommen werden.

4.3.2 Funktionsprinzip

Mikrogasturbinen sind kleine Hochgeschwindigkeitsturbinen, bei denen Turbine, Verdichter und Generator auf einer Welle sitzen. Durch die Verbrennung des Faulgases wird die Turbine angetrieben und Strom erzeugt. Die Abgaswärme wird zur Vorwärmung des Brenngases genutzt.

Der prinzipielle Aufbau einer Mikrogasturbine ist in der Abbildung 5 zu sehen.

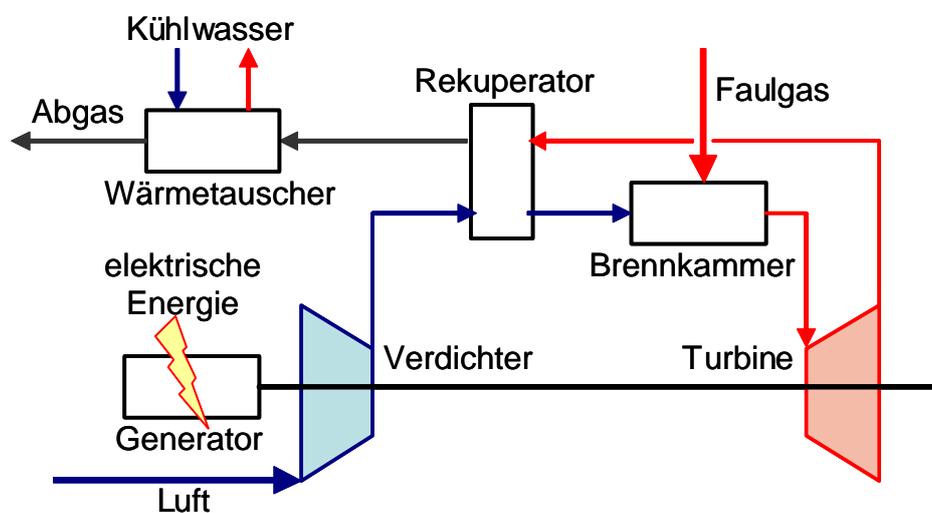


Abbildung 5: Schema Mikrogasturbine

Die Verbrennungsluft strömt beim Eintritt am Generator vorbei, wodurch dieser gekühlt wird. Anschließend wird sie auf 4- 6 bar verdichtet. Die verdichtete Luft wird über einen Rekuperator geleitet und mit der Abgaswärme auf ca. 500°C erhitzt. In der Brennkammer wird der Brennstoff mit der Verbrennungsluft gemischt und verbrannt. In der Turbine wird das Verbrennungsgas entspannt, und dadurch mechanische Energie erzeugt. Die noch heißen Abgase (ca. 300°C)

werden nach dem Rekuperator über den Wärmetauscher des Kühlkreislaufes geleitet.

Der Strom wird dabei über einen Generator mittels Permanentmagneten erzeugt. Der Magnet des Generators sitzt dabei direkt auf der Antriebswelle der Turbine. Damit hat der Generator dieselbe Drehzahl wie die Turbine (ca. 60.000 bis 100.000 U/min). Auf diese Weise wird ein hochfrequenter Wechselstrom mit einer Frequenz von 1.600 Hz erzeugt. Der erzeugte Strom wird zunächst gleichgerichtet und im Anschluss in Wechselstrom mit 50 Hz und 400 V Spannung umgewandelt. (Bayer. Landesamt für Umwelt, 2007; [6])

Beim Start der Turbine fungiert der Generator als Motor, welcher die Welle auf Drehzahl bringt. Danach kann die Turbine gezündet werden und die Last wird vom Generator übernommen.

Bei dieser Art der Turbine werden Luftlager eingesetzt. Dies erübrigt den Aufwand von Schmiermitteln.

Im Gegensatz zu Gasmotoren gibt es in der Brennkammer einen Überschuss an Luft und die Temperatur ist um 800 C° geringer. Dies hat zur Folge, dass die Bildung von Stickoxiden sehr gering ist. Die überschüssige Luft ermöglicht es dem Methan komplett zu verbrennen und das Abgas enthält somit weniger Kohlenmonoxid. Diese Gegebenheiten machen es leicht möglich, die Technische Grundlage für die Beurteilung von Emissionen aus Stationärmotoren einzuhalten und sogar zu unterschreiten. (BMW 2007 [7])

Um den elektrischen Wirkungsgrad trotz niedriger Verbrennungstemperatur zu erhöhen, wird in der Regel ein Wärmetauscher zur Verbrennungsluftvorwärmung (Rekuperator) eingesetzt. Durch Wegschalten des Rekuperators kann die abgegebene Prozesswärme bei Bedarf auf Kosten des elektrischen Wirkungsgrades erhöht werden. Dies ermöglicht eine sehr gute Anpassung an variablen Wärmebedarf.

In der Abbildung 6 ist der Energiefluss in einer Mikrogasturbine dargestellt. Die elektrische Energie ist direkt nutzbar, ca. 5% werden für die Verdichtung des Faulgases benötigt. Die thermische Energie wird zum Teil in den Prozess der Turbine rückgeführt (Rekuperator). Die entstehenden Verluste ergeben sich aus Wärmestrahlung und ungenutztem Abgas.

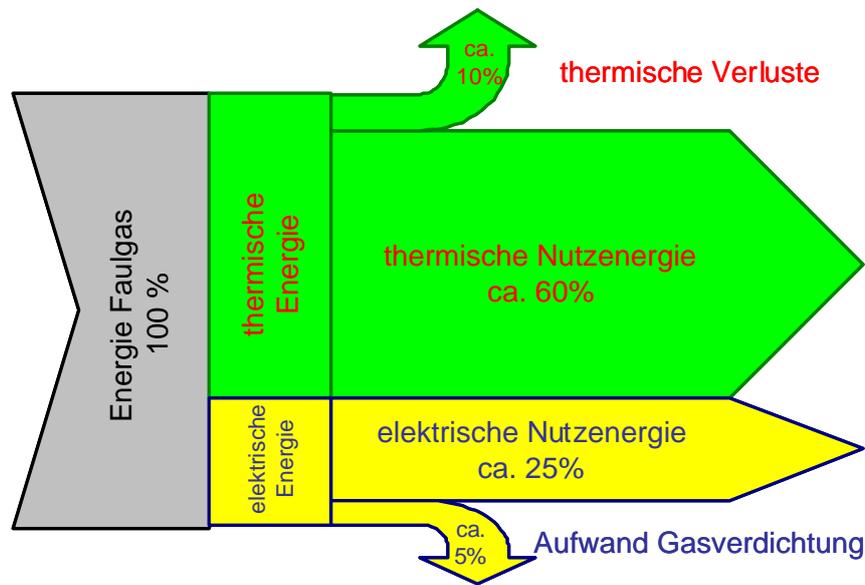


Abbildung 6: Energieflussdiagramm Mikrogasturbine (mit Rekuperator)

Stärke der Mikrogasturbine

- Bessere Verträglichkeit bei Schwankungen der Gasqualität
- Für geringe Methangehalte geeignet
- Unempfindlich auf Schwefelwasserstoff
- Niedrige Abgasemissionen
- Abwärmenutzung über Abgaswärmetauscher
- Geringer Verschleiß; Luftgelagertes Turbinenrad
- Geringer Wartungsaufwand; kein Öl (ausgenommen Gasverdichter)
- Abgaswärmetauscher mit Umgehung, keine Notkühlung erforderlich
- Aufstellung auch im Freien möglich
- Kompakte Bauweise
- Geringe Betriebskosten Wartungsvertrag - Heißgasteiltausch ca. 40.000 Betriebsstunden
- Geringe Schallemissionen und keine Vibrationen.
- Fast gleichbleibender Wirkungsgrad bei breiten Lastbereichen
- Gute Teillastfähigkeit bis 50 %

- Keine Synchronisationseinrichtung notwendig
- Konstante Temperatur der Abwärme

Schwächen der Mikrogasturbine

- Hohe spezifische Investitionskosten
- Niedriger elektrischer Wirkungsgrad ca. 26 – 33 % (ohne Eigenbedarf), daher größerer Gasbedarf und kleinere Energieproduktion als mit einem Gasmotor
- Ein Teil der elektrischen Leistung wird für die Gasaufbereitung benötigt
- Gasaufbereitung und Verdichtung erforderlich
- Absinken des Wirkungsgrades bei steigender Ansaugtemperatur der Verbrennungsluft
- Fremdenergie für Start- und für Gasverdichtung
- Notstrombetrieb nur mit Zusatzeinrichtungen
- Anzahl der Starts begrenzen typisch 1 Start/Tag

4.4 Brennstoffzelle

Das Prinzip der Brennstoffzelle wurde bereits 1839 entdeckt. Man unterscheidet verschiedene Brennstoffzellentypen nach dem Elektrolyt und der Betriebstemperatur. Details zu Brennstoffzellen können dem DWA M-299 „Einsatz von Brennstoffzellen auf Kläranlagen“ 2006 [8] und dem Schlussbericht „Systemintegration von Brennstoffzellen auf Kläranlagen – Potenzialabschätzung für Baden-Württemberg“ [9] entnommen werden.

4.4.1 Anforderungen an das Faulgas

Brennstoffzellen stellen deutlich höhere Anforderungen an die Reinheit des Brenngases als Gasmotoren. Brennstoffzellen benötigen Wasserstoff (H_2) als Brennstoff. H_2 kann durch „Reformierung“ mit anschließender „Shift-Reaktion“ aus Biogas erzeugt werden (bei Temperaturen über 600 °C entsteht aus Methan und Wasserdampf ein Synthesegas aus H_2 , CO und CO_2).

Informationen zu verschiedenen Aufbereitungsverfahren mit dem Fokus der Faulgasverwertung in Brennstoffzellen sind dem Merkblatt DWA-M 299 „Einsatz von Brennstoffzellen auf Kläranlagen“ [8] zu entnehmen.

4.4.2 Funktionsprinzip

Die Brennstoffzelle ist ein elektrochemischer Wandler, in dem sich Wasserstoff mit Sauerstoff in einem kontrollierten elektrochemischen Prozess (im Gegensatz zur Verbrennung oder Explosion) verbindet und dabei direkt elektrischer Strom und Wärme erzeugt werden (Umkehrprozess der Elektrolyse). Die technische Realisierung stellt jedoch einen aufwendigen Prozess mit diversen Hilfsaggregaten dar. Die Abgase einer Brennstoffzelle enthalten im Gegensatz zu denen eines Gasmotors nahezu keine Schadstoffe (Nicht-Methan-Kohlenwasserstoffe, CO, NO_x).

In der Abbildung 7 ist das Funktionsprinzip einer Brennstoffzelle zu sehen.

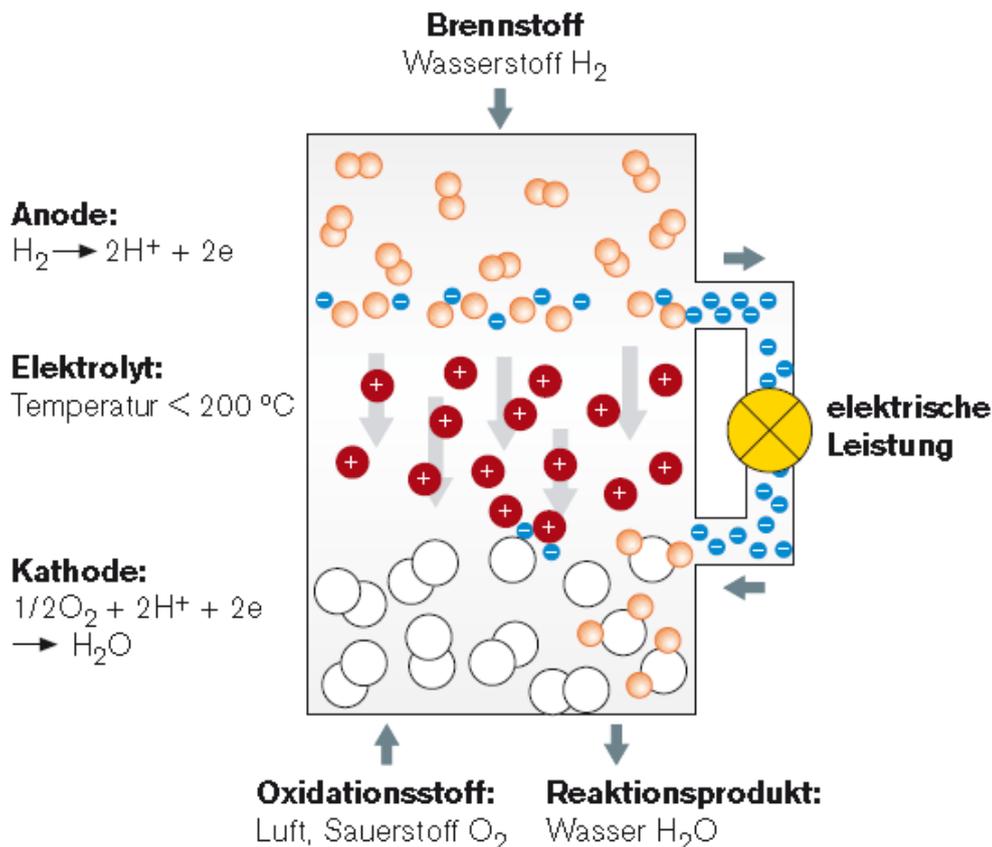


Abbildung 7: Funktionsprinzip einer Phosphorsäure Brennstoffzelle (Phosphoric Acid Fuel Cell), Quelle: Schmid-Schmieder 2008 [10])

Je nach Brennstoffzellentyp wurden in Pilotprojekten elektrische Wirkungsgrade von 38 – 50 % erreicht. Bisher können Brennstoffzellen-BHKW wirtschaftlich mit Gasmotor-BHKW oder Gasturbinen-BHKW nicht konkurrieren. Dies kann sich ändern, falls in einigen Jahren Brennstoffzellen-BHKW in Großserie produziert werden sollten.

Stärken der Brennstoffzelle

- Theoretisch hohe elektrische Wirkungsgrade möglich
- Sehr gutes Teillastverhalten
- Praktisch keine Abgasemissionen

Schwächen der Brennstoffzelle

- Aufwändige Gasaufbereitung
- Nur Pilotprojekte, nicht marktreif
- Hohe Sicherheitstechnische Anforderungen (Wasserstoff!)
- Sehr hohe Investitionskosten

4.5 Stirlingmotor (Heißluftmotor)

Der Stirlingmotor ist nach der Dampfmaschine die 2. älteste Wärmekraftmaschine. Er wandelt Wärmeenergie in mechanische Energie um. Vom Prinzip her hat der Stirlingmotor einen höheren Wirkungsgrad als die Dampfmaschine oder ein Benzin- bzw. Dieselmotor. Im Stirlingmotor wird Wärmeenergie in mechanische Arbeit umgesetzt. Das Interessante dabei ist, dass diese Wärmeenergie von außen an den Motor herangeführt werden muss. Er ist also nicht wie der Benzin- oder Dieselmotor auf die "innere" Verbrennung eines Kraftstoffes angewiesen, sondern kann mit beliebigen Wärmequellen arbeiten. (Quelle: <http://home.germany.net/101-276996>)

Stirlingmotoren sind verschleiß- und wartungsarm und weisen ein gleichmäßiges Drehmoment auf. Stirlingmotoren weisen ein günstiges Anpassungsvermögen an wechselnde Leistungsanforderungen auf. Es werden nach der Kolbenanordnung verschiedene Bauausführungen unterschieden.

4.5.1 Anforderungen an das Faulgas

Da die Erzeugung der Nutzwärme getrennt erfolgt gelten keine besonderen Vorschriften. Es gelten grundsätzlich die gleichen Anforderungen wie bei der Nutzung in Heizkesseln (siehe Punkt 4.1).

4.5.2 Funktionsprinzip

Durch gezieltes Erwärmen und Abkühlen ändert das Arbeitsmedium in den Zylindern sein Volumen und es wird Arbeit verrichtet. Diese Arbeit kann über einen Kurbeltrieb und einen Generator in elektrische Energie umgewandelt werden. Als Arbeitsmedium kommen Luft, Stickstoff, Helium oder Wasserstoff in Frage.

Die Wärme wird durch Verbrennen von Faulgas in einem Brennraum erzeugt. Das heiße Rauchgas strömt durch einen Erhitzer-Wärmetauscher und gibt dabei Wärme an das Arbeitsmedium im Motor ab. Beim Überströmen des Arbeitsmediums vom Arbeitszylinder in den Kompressionszylinder wird es zuerst über einen Regenerator geleitet. Der Regenerator hat die Aufgabe Wärmeenergie zwischenzuspeichern und beim Rückströmen des Arbeitsmediums vom Kompressionszylinder in den Arbeitszylinder das Arbeitsmedium wieder zu erwärmen. Durch den Kühler kann die Restwärme des Abgases an das Kühlwasser abgegeben werden. Die vom Motor abgeführte Wärme kann damit, z.B. für Heizzwecke oder Warmwasserbereitung genutzt werden. In der Abbildung 8 ist das Schema eines Stirlingmotors zu sehen.

Stärken des Stirlingmotors

- Stufenlos modulierbar ohne nennenswerte Wirkungsgrad-Verluste
- Im Teillastbetrieb keine Veränderung der Emissionen
- Die Schadstoffemissionen von Stirling-Brennern entsprechen den Werten moderner Gasbrennwert-Technik und liegen deutlich unter Gas-Ottomotoren mit Katalysator.
- Hoher Gesamtwirkungsgrad durch moderne Brennwerttechnik
- Leise, nur Brennergeräusche
- Kein Ölverbrauch

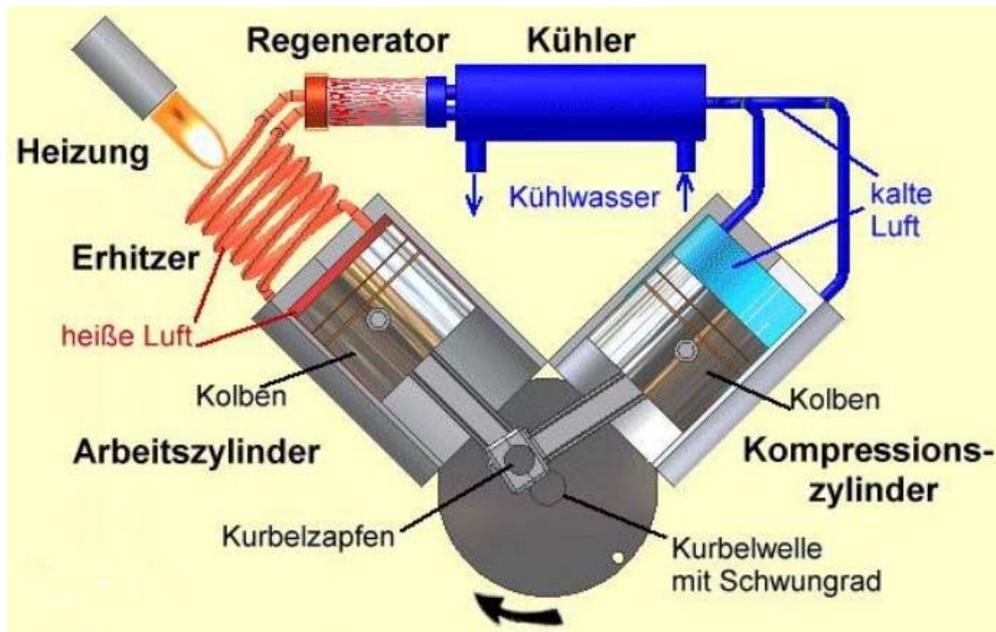


Abbildung 8: Schema Stirlingmotor

(Quelle: <http://home.germany.net/101-276996/howdo.htm>)

- Kein Katalysator, keine Lambdasonde
- Kein Anlasser, Getriebe, Ventile
- Geringerer Verschleiß
- Große Serviceintervalle
- Geringe Wartungskosten

Schwächen des Stirlingmotors

- Geringerer elektrischer Wirkungsgrad ca. 22 %
- Durch Verschleiß der Kolbendichtungen fällt der elektrische Wirkungsgrad kontinuierlich! In der Praxis ist die Erneuerung bei ca. 7000 Betriebsstunden erforderlich.
- Nur kleine Einheiten marktreif (bis ca. 10 kW)

4.6 Organic Rankine Cycle

Der Organic Rankine Cycle (Abkürzung ORC) ist ein Dampfturbinenprozess mit organischen Flüssigkeiten als Arbeitsmittel (z.B. Kohlenwasserstoffe, Silikonöle). Die eingesetzten Fluide haben eine niedrige Verdampfungstemperatur, so dass thermische Energie bei niedriger Temperatur genutzt werden kann. Der

Name des Verfahrens geht auf einen schottisch-britischen Physiker und Ingenieur, William J. M. Rankine, zurück.

Das Fluid wird mittels einer Speisepumpe auf einen Betriebsdruck gebracht, im Vorwärmer auf Siedetemperatur erhitzt und im Verdampfer verdampft. Der Sattdampf wird auf eine Turbomaschine geleitet und dort abgearbeitet. Die mechanische Energie der Turbine treibt einen Generator der elektrische Energie erzeugt. Nach der Entspannung wird das Gas über einen Rekuperator (zur Vorwärmung vor der Verdampfung) zum Kondensator geleitet. Nach der Kondensation des Fluids schließt sich der Kreislauf mit dem Eintritt in die Speisepumpe. In der Abbildung 9 ist das Schema des ORC dargestellt.

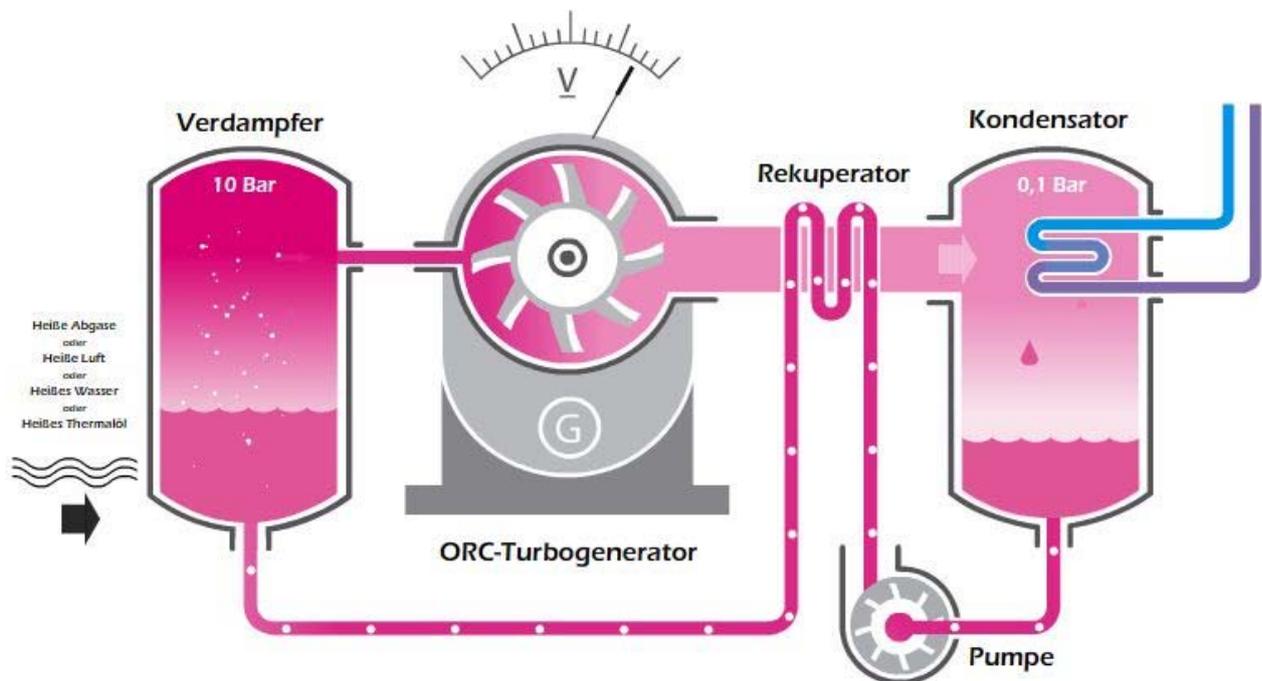


Abbildung 9: Schema Organic Rankine Cycle
(Quelle: <http://www.gmk.info>)

Stärken des ORC

- Nutzung von thermischer Energie auf niedrigem Temperaturniveau
- Verstromung der Abwärme von BHKW oder MGT theoretisch möglich

Schwächen des ORC

- Großer Entwicklungsaufwand
- Optimierung des Arbeitsmittels für den jeweiligen Anwendungsfall erforderlich
- Haupteinsatzgebiet ab 200 kW(elektrisch)
- Wirkungsgrad der Verstromung derzeit kleiner 15%

4.7 Einspeisung in das Gasnetz

Aufgrund politischer und volkswirtschaftlicher Rahmenbedingungen (z.B. Ökostromverordnung, CO₂-Problematik) wird die Einspeisung von Bio-Methan aus Kläranlagen in Gasversorgungsnetze überlegt.

Projekte zur Einspeisung von Bio-Methan in Gasnetze sind auch durch die Richtlinie 2009/28/EG für Erneuerbare Energien beeinflusst. Nach dieser Richtlinie soll sich der Anteil der Erneuerbaren Energien von derzeit 29% bis zum Jahr 2020 auf 34% erhöhen.

An technischen Aufgaben sind unter Anderem zu lösen:

- Gasaufbereitung (im Besonderen Entschwefelung und Methananreicherung)
- Druckerhöhung
- Sicherstellung des einzuspeisenden Gasvolumenstroms

Neben diesen Fragestellungen sind eine Fülle von rechtlichen und kaufmännischen Problemen zu lösen. Die Behandlung dieser Bereiche würden den Rahmen des Vortrages bei weitem übersteigen und werden daher nicht weiter behandelt.

5 Luftschadstoffe

Bei Nutzung von Biogas in einem Verbrennungsmotor entstehen Stickstoffoxide (NO_x), Kohlenstoffmonoxid (CO), Schwefeldioxid (SO₂) und es werden unverbrannte Kohlenwasserstoffe emittiert. Bei den unverbrannten Kohlenwasserstoffen handelt es sich in erster Linie um Methan (CH₄) bzw. um die Produkte unvollständiger Verbrennung mit der Leitkomponente Formaldehyd (CH₂O). Bei

Einsatz von Zündstrahlmotoren ist auch mit relevanten Staubemissionen (Ruß) zu rechnen.

Grundsätzlich werden die einzuhaltenden Grenzwerte nach folgenden Kriterien unterschieden

- Leistung der Anlage (z.B. Brennstoffwärme- oder mechanische Leistung)
- Art des Motors (z.B. Ottomotor, Dieselmotor, Zündstrahlmotor)
- Art des eingesetzten Brennstoffes

In den folgenden Kapiteln werden nur die Werte für Fremdzündungs-Ottomotoren mit Faulgas als Brennstoff behandelt.

5.1 Abgasgrenzwerte

Die einzuhaltenden Emissionsgrenzwerte werden im Bewilligungsverfahren festgelegt. Die einzuhaltenden Grenzwerte sind länderspezifisch geregelt. Die Vorgangsweise der Länder und die Bescheidwerte sind nicht immer einheitlich!

Folgende Regelwerke werden in der Praxis zur Beurteilung der maximal zulässigen Emissionswerte herangezogen. Problematisch sind die nicht durchgängig definierten Anwendungsbereiche sowie die Unterscheidung von Biogas, Klär- gas, Faulgas, Deponiegas, Flüssiggas, etc..

- BMWA Richtlinie 2001: Technische Grundlage für die Beurteilung von Emissionen aus Stationärmotoren [11]
- BMWA Richtlinie 2003: Technische Grundlage für die Beurteilung von Biogasanlagen [12]
- BMWA Richtlinie 2007: Technische Grundlage für die Beurteilung von Biogasanlagen [13]
- BMWFJ 2010: Ergänzungspapier zur Technischen Grundlage für die Beurteilung von Stationärmotoren [14]
- Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes- Immissionsschutzgesetz; Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft; vom 24. Juli 2002 [15]

BMWFJ 2010:

*„... Es obliegt daher dem Technischen Amtssachverständigen im gewerbebe-
hördlichen Genehmigungsverfahren, den jeweils konkret vorliegenden Sachver-
halt nach den Erfordernissen des Einzelfalles zu beurteilen. Der Technischen
Grundlage kommt kein verbindlicher Charakter zu.“*

In diesem Dokument werden BHKW's explizit im „Nicht-Anwendungsbereich“ genannt. Für Emissionsgrenzwerte von BHKW's wird auf die „Vereinbarung gemäß Art. 15a B-VG über das Inverkehrbringen von Kleinf Feuerungen und die Überprüfung von Feuerungsanlagen und Blockheizkraftwerken, Art. 15 „Blockheizkraftwerke“ verwiesen.

Tabelle 1: Empfohlene Emissionsgrenzwerte nach Art. 15a Vereinbarung;
Brennstoff Klärgas; Werte bezogen auf 0 °C, 1013 hPa und 5 % O₂

	< 250 kW BWL	> 250 kW BWL
Stickstoffoxide (NO _x)	1000 mg/m ³	500 mg/m ³
Kohlenmonoxid (CO)	1000 mg/m ³	400 mg/m ³
NMHC (Nicht-Methan-KW)	-	150 mg/m ³
Schwefeldioxid (SO ₂)	k.A.	k.A.
Staub	k.A.	k.A,

TA-Luft 2002:

Im Abschnitte 5.4.1.4 „Anlagen der Nummer 1.4: Verbrennungsmotoranlagen (einschließlich Verbrennungsmotoranlagen der Nummern 1.1 und 1.2)“ sind für Ottomotoren folgende Werte angegeben.

Die empfohlenen Emissionsgrenzwerte stellen in der Regel Halbstundenmittelwerte dar.

Tabelle 2: Empfohlene Emissionsgrenzwerte nach TA-Luft; Brennstoff Klärgas; Werte bezogen auf 0 °C, 1013 hPa und 5 % O₂

	< 3000 kW BWL	> 3000 kW BWL
Stickstoffoxide (NO _x)	500 mg/m ³	500 mg/m ³
Kohlenmonoxid (CO)	1000 mg/m ³	650 mg/m ³
NMHC (Nicht-Methan-KW)	k.A.	k.A.
Schwefeldioxid (SO ₂)	310 mg/m ³	310 mg/m ³
Staub	20 mg/m ³	20 mg/m ³
Formaldehyd (CH ₂ O)	60 mg/m ³	60 mg/m ³

Derzeit werden hauptsächlich Ottomotoren mit Magermotoreinstellung eingesetzt. Dadurch wird der Gehalt an Stickoxyden reduziert, aber es treten höhere Formaldehydkonzentrationen auf (derzeitiger Grenzwert 60 Milligramm pro Kubikmeter, Reduktion auf 40 Milligramm pro Kubikmeter im Gespräch). In der Abbildung 10 sind die Abgaswerte eines Gasmotors in Abhängigkeit der Einstellung zu sehen.

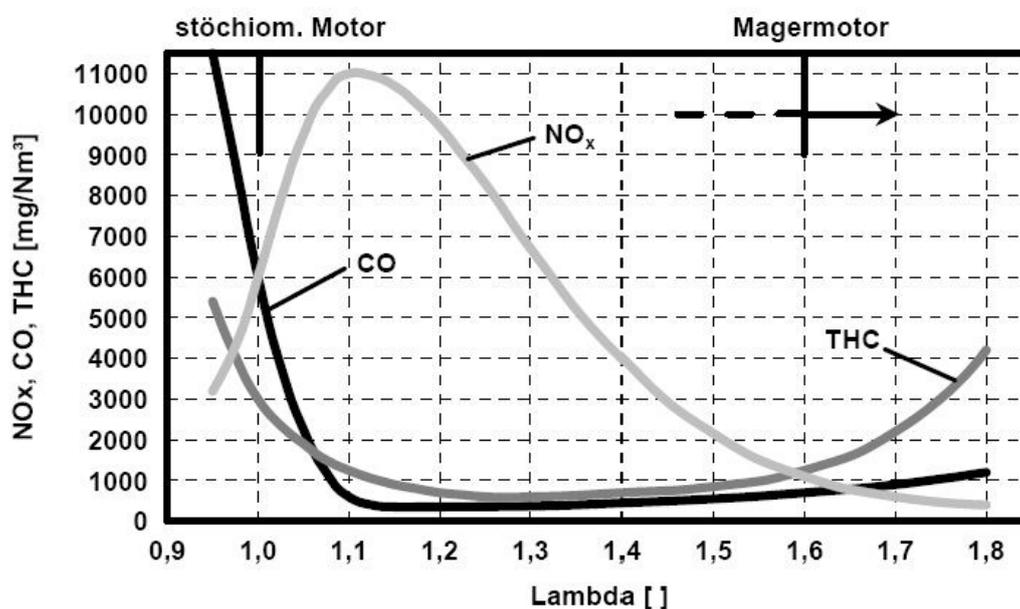


Abbildung 10: Abgaswerte eines Gasmotors in Abhängigkeit der Einstellung

Um alle Werte (speziell CO und NO_x) einhalten zu können, ist ein Katalysator notwendig. Daher ist auch eine Gasreinigung erforderlich. Um den dadurch entstehenden Druckverlust auszugleichen benötigt man aber auch einen Gasver-

dichter. Diese Maßnahmen sind kostenintensiv und haben maßgeblichen Einfluss auf Projektentscheidungen.

Seitens der Betreiber von Faulgasnutzungsanlagen ist zu fordern, dass österreichische Bewilligungsbehörden einheitlich vorgehen und die Grenzwerte auch im Einklang mit der in Europa maßgeblich angewendeten TA-Luft 2002 [15] stehen.

6 Literatur

- [1] DWA Merkblatt 363: Herkunft, Aufbereitung und Verwertung von Biogasen, November 2010
- [2] DWA Merkblatt 361: Aufbereitung von Biogas, Oktober 2011
- [3] DWA Arbeitsblatt 202: Chemisch-physikalische Verfahren zur Elimination von Phosphor aus Abwasser, Mai 2011
- [4] WIFO (2005): Kraft-Wärme-Kopplung in Österreich, Mai 2005 (Download: http://www.wifo.ac.at/www/jsp/index.jsp?fid=23923&id=25646&typeid=8&display_mode=2)
- [5] BMVIT (2010): Technologie Portrait, Kraft-Wärme-Kopplung, Institute for Thermal Turbomachinery and Machine Dynamics, Graz University of Technology, Berichte aus Energie- und Umweltforschung, 34/2010; Downloadmöglichkeit: <http://www.nachhaltigwirtschaften.at/>
- [6] Bayerisches Landesamt für Umwelt (Hrsg) (2007): Klimaschutz durch effiziente Energienutzung – Einsatzmöglichkeiten der Mikrogasturbine in Kraft-Wärme-Kopplungsanlagen, Augsburg; Downloadmöglichkeit: http://www.lfu.bayern.de/energie/co2_minderung/doc/mikrogas.pdf
- [7] BMWA (2007): Technische Grundlage für die Beurteilung von Biogasanlagen; <http://www.bmwfj.gv.at/Unternehmen/gewerbetechnik/Documents/Biogasanlagen.pdf>
- [8] DWA M-299 (2006): „Einsatz von Brennstoffzellen auf Kläranlagen“, Juni 2006
- [9] BWI (2006): Schlussbericht „Systemintegration von Brennstoffzellen auf Kläranlagen – Potenzialabschätzung für Baden-Württemberg“ (Download: http://elib.uni-stuttgart.de/opus/volltexte/2004/2149/pdf/Schlussbericht_BWI22006.pdf)
- [10] Schmid-Schmieder V. (2008): wwt, Brennstoffzellen auf Kläranlagen, 4/2008; Quelle: <http://www.wwt-online.de/brennstoffzellen-auf-klaeranlagen>

- [11] BMWA (2001): Technische Grundlage für die Beurteilung von Emissionen aus Stationärmotoren; <http://www.bmwfj.gv.at/Unternehmen/gewerbetechnik/Documents/Emissionen%20aus%20Stationaermotoren.pdf>
- [12] BMWA (2003): Technische Grundlage für die Beurteilung von Biogasanlagen; <http://www.biogas-netzeinspeisung.at/downloads/beurteilung-biogasanlagen.pdf>
- [14] BMWFJ (2010): Ergänzungspapier zur Technischen Grundlage für die Beurteilung von Stationärmotoren; [http://www.bmwfj.gv.at/Unternehmen/gewerbetechnik/Documents/Emissionen %20von%20Stationaermotoren%20Ergaenzung.pdf](http://www.bmwfj.gv.at/Unternehmen/gewerbetechnik/Documents/Emissionen%20von%20Stationaermotoren%20Ergaenzung.pdf)
- [15] TA Luft (2002): Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz; Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft; vom 24. Juli 2002

Korrespondenz an:**Dipl.-Ing. Dr. Wilhelm Frey**

Ingenieurkonsulent für Maschinenbau

Abwassertechnische **A**usbildung und **B**eratung

Leobendorf / Hofgartenstraße 4/2

A-2100 Korneuburg

E-Mail: aab.frey@aon.atInternet: www.aabfrey.com

Die energieautarke Kläranlage

Karl Svardal

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft

TU Wien

Abstract: Klimaschutz, erneuerbare Energie und steigende Energiepreise forcieren Kläranlagenbetreiber, Einsparungspotenziale beim Energiebedarf zu ermitteln und umzusetzen. Gleichzeitig stellt sich die Frage, wieviel elektrische Energie aus den bei der Abwasserreinigung anfallenden Schlämmen durch anaerobe Behandlung und Faulgasnutzung gewonnen werden kann. Anhand realer Daten und theoretischen Überlegungen werden Einflussfaktoren auf die Energiebilanz von Abwasserreinigungsanlagen dargestellt. Die Auswertungen zeigen, dass es unter günstigen Bedingungen möglich ist, im Jahresmittel eine ausgeglichene Energiebilanz zu erreichen. Jedenfalls zeigt sich, dass große Kläranlagen so betrieben werden können, dass der Energiebedarf für die Abwasserreinigung unter 3W/EW liegt.

Key Words: Energieverbrauch, Abwasserreinigung, Kläranlagenbenchmarking

1 Einleitung

Die politische Diskussion bezüglich Nachhaltigkeit wird derzeit von den Themen Klimaveränderung und Energiebedarf dominiert, weil über die Nutzung fossiler Brennstoffe auch ein starker Zusammenhang zwischen diesen beiden Themen besteht. Der Gewässerschutz durch Abwasserreinigung hat in Österreich an politischer Bedeutung verloren, weil zumindest die Erstausrüstung an Einrichtungen des Gewässerschutzes (Kanalsystem, Kläranlagen und dgl. in allen Gemeinden in Österreich und weiten Teilen Westeuropas weitgehend vorhanden ist.

Wegen der derzeit hohen Energiepreise und der staatlichen Förderung für Energie aus nachwachsenden Rohstoffen zur Erreichung der Klimaziele entsteht ein zunehmender Druck auf die Verantwortlichen für den Betrieb von Kläranlagen, Einsparungspotenziale beim Energiebedarf zu ermitteln und umzusetzen, selbst wenn sich diesbezügliche Verbesserungen nur sehr langsam amortisieren. Dies haben auch die Berater und Ausrüster von Kläranlagen erkannt und kommen mit entsprechenden Dienstleistungen und neuen technischen Einrichtungen für Kläranlagen auf den Markt.

Die folgenden Ausführungen sollen die Einsparungspotenziale für Energie quantifizierbar und damit vergleichbar machen. Die dabei angewendete Methodik baut auf den bekannten Analyseverfahren für den Energiebedarf von Kläranlagen auf (AGIS, 2002; NOWAK, 2002; KOLISCH et al. 2008). Ein besonderer Schwerpunkt dieser Arbeit liegt beim Vergleich des Energiebedarfs für Kläranlagen mit unterschiedlichen spezifischen Randbedingungen.

Mit dem österreichischen Abwasserbenchmarking (LINDTNER, 2009) steht Datenmaterial zur Verfügung, das es erlaubt, die theoretischen Überlegungen mit den Ergebnissen des praktischen Betriebes zu vergleichen. Damit können auch gewisse Kriterien für energieeffiziente Anlagen formuliert werden.

Es muss noch darauf hingewiesen werden, dass hier nur die elektrische Energie betrachtet wird. Hinsichtlich der thermischen Energie sollte jede Abwasserreinigungsanlage „autark“ sein, **auch** bei maximaler Ausnutzung des Faulgases zur Produktion elektrischer Energie.

2 Energiebedarf von Abwasserreinigungsanlagen

Auch wenn die Energiekosten der Abwasserreinigung keinen dominanten Kostenfaktor darstellen, wird immer wieder diskutiert, wieweit Abwasserreinigungsanlagen mit Schlammfäulung den Energiebedarf durch die Verstromung des Faulgases abdecken können. Dazu soll in der Folge einerseits der Energieverbrauch von Kläranlagen näher beleuchtet und andererseits die mögliche Eigenstromerzeugung näher untersucht werden, sodass eine Aussage, ob eine 100 %-ige Eigenstromabdeckung möglich ist, getroffen werden kann.

Bezüglich des Energiebedarfs von Abwasserreinigungsanlagen wurden in den letzten Jahren von verschiedenen Autoren sehr viele Daten gesammelt und ausgewertet (Agis, 2002; Haberkern, 1998; Müller et al. 1999).

Im Zuge des österreichischen Abwasserbenchmarking werden im Rahmen eines jährlichen öffentlichen Berichts auch Daten über den Energieverbrauch veröffentlicht. In Tabelle 1 ist der Energieverbrauch aus dem öffentlichen Bericht 2009 (ÖWAV, 2010) für Anlagen der Größenklasse 4 (20.000 - 50.000 EW) und 6 (>50.000 EW) dargestellt.

Tabelle 1: Energieverbrauch von Abwasserreinigungsanlagen (in kWh/EW-CSB110/a)

Prozesse	Zulauf- pumpwerk u. mech. Vorreinig.	mech. biolog. Abwasser- reinigung	Eindickung u. Stabili- sierung	weiter- gehende Schlamm- behandlun- g	obligat. Hilfs- prozesse	fakultative Hilfs- prozesse
	P1	P2	P3	P4	HPI	HPII
Ausbaugröße 20.000 – 50.000 EW (15 Anlagen)						
25% Perzentil	2,77	15,03	1,46	1,11	1,05	0,06
Median	4,11	17,59	2,21	1,77	1,65	0,24
75% Perzentil	6,47	24,48	4,36	2,38	2,34	0,99
Ausbaugröße > 50.000 EW (8 Anlagen)						
25% Perzentil	1,88	13,34	1,64	0,47	0,55	0,03
Median	2,85	15,75	2,7	0,68	0,94	0,05
75% Perzentil	3,71	16,54	3,35	0,88	0,98	0,16

Diese Auswertungen zeigen das bereits bekannte Bild, dass einerseits der Prozess P2 (mech. biolog. Abwasserreinigung) den größten Energiebedarf aufweist und andererseits die Ausbaugröße einen Einfluss hat. Allerdings ist auch zu sehen, dass auch Anlagen der Größenklasse 4 einen Energiebedarf unter 25 kWh/EW/a aufweisen können. Da der Energieverbrauch der mechanisch-biologischen Abwasserreinigungsstufe üblicherweise 60 bis 70 % des Gesamtenergieverbrauches ausmacht und hier wiederum die Energie für die Belüftung dominiert, sollen die Einflussfaktoren näher dargestellt werden.

2.1 Grundlegende Betrachtungen zum Energiebedarf

Die erreichbare Qualität des gereinigten Abwassers wird beim Belebungsverfahren, der bei Weitem am häufigsten angewendeten Abwasserreinigungstechnologie, im Wesentlichen durch das Schlammalter und die Temperatur bestimmt. Die tatsächlich erzielte Reinigungsleistung wird von der Prozessregelung, vor allem der Steuerung der Sauerstoffzufuhr und den Schlammabsetz- und -eindickeigenschaften beeinflusst.

Der Energiebedarf für die Abwasserreinigung ist primär von der Sauerstoffzufuhr durch Belüftungssysteme abhängig. Den gesamten Sauerstoffbedarf kann man aus drei Komponenten zusammensetzen:

- OVC: Sauerstoffbedarf für die Oxidation der Kohlenstoffverbindungen
- OVDN: Sauerstoffbedarf für die Oxidation von Ammonium zu molekularem Stickstoff, der durch Denitrifikation aus dem Abwasser entfernt wird (1,7 g O₂/g N-DN)
- OVN: Sauerstoffbedarf für die Oxidation von Ammonium zu Nitrat, das im Ablauf enthalten ist (4,3 g O₂/g NO₃-N_e)

Für die Berechnung von OVC (kg O₂/d) im Jahresmittel und dem CSB des Überschussschlammmanfalles wird Abbildung 1 verwendet. Dieses Diagramm ist sowohl durch Erfahrungswerte von Großanlagen für kommunales Abwasser als auch über Modellrechnungen (ASM 1) hinreichend genau abgesichert. Natürlich hat die Temperatur einen Einfluss auf diese Aufteilung, der Trend bezüglich des Schlammalters ist aber der Gleiche. Für die Berechnung eines mittleren Jahresenergiebedarfs reicht eine Betrachtung bei mittlerer Temperatur aber aus.

Der Sauerstoffverbrauch für die Nitrifikation ergibt sich aus der Stöchiometrie der mikrobiologischen Ammoniumoxidation.

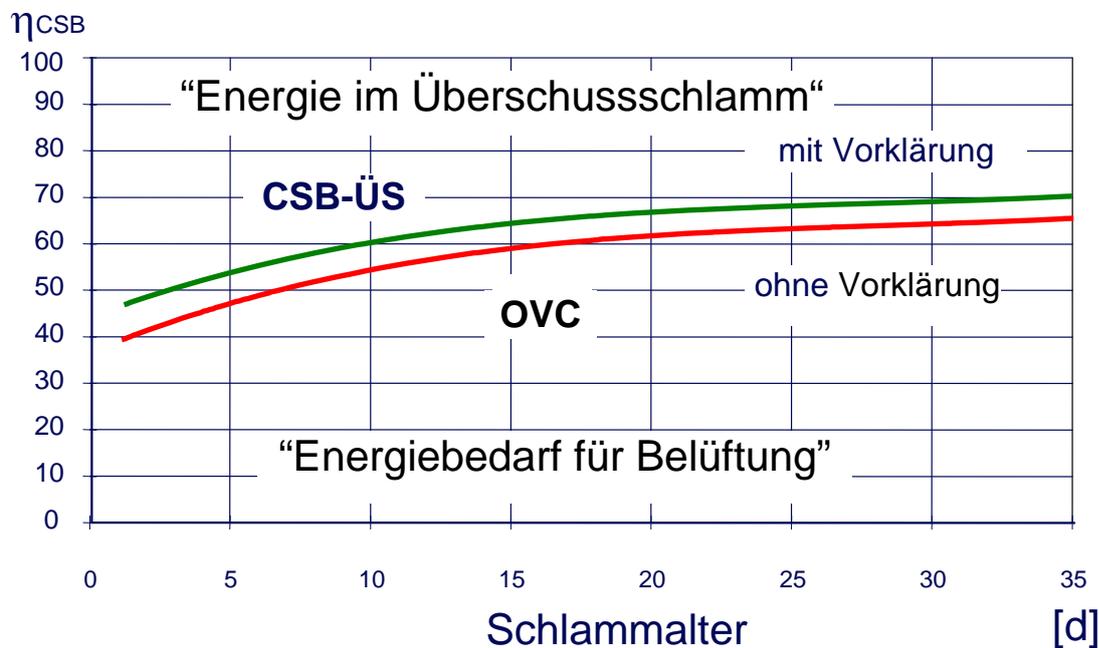


Abbildung 1: CSB-Bilanz in Abhängigkeit des Schlammalters (bei 15°C)
($CSB_{ÜS} + OVC = \eta\text{-CSB}$)

Als Energielieferant steht das bei der anaeroben Schlammstabilisierung produzierte Faulgas (Methan) zur Verfügung. Die Menge des produzierten Methans ist direkt abhängig von der im Faulbehälter abgebauten organischen Trockensubstanz. Wird die abgebaute Fracht als CSB angegeben, so lässt sich die Methanproduktion stöchiometrisch berechnen (1 kg anaerob abgebauter CSB liefert 350 NL CH₄).

Um also wenig Belüftungsenergie zu verbrauchen und gleichzeitig viel Methan zu gewinnen muss es also Ziel sein, möglich viel CSB des Abwassers in Form von organischer Trockensubstanz in den Faulbehälter zu bringen. Allerdings sind hier durch die notwendige Stickstoffentfernung Grenzen gesetzt. Zusätzlich muss bedacht werden, dass Stickstoff der nur nitrifiziert wird fast dreimal so viel Sauerstoff verbraucht, als wenn er durch Denitrifikation entfernt wird.

2.2 Fallbeispiele

Nach der von Kroiss und Svardal (2009) für den Vergleich des Energiebedarf für unterschiedliche Reinigungsziele vorgestellten Methodik soll anhand dreier Fallbeispiele gezeigt werden, wie Sauerstoffverbrauch und Methanproduktion einerseits von der Anlagenkonfiguration bzw. Betriebsweise andererseits vom N/CSB-Verhältnis im Abwasser abhängen. Alle drei Beispiele sind so gewählt, dass die Anforderungen der 1.AEVkA (1996) gesichert erfüllt werden.

Für die Bilanzierung wurde eine Temperatur von 15 °C angenommen. Die mittlere Jahrestemperatur entspricht etwa den Verhältnissen im gemäßigten Klima bei Seehöhen bis ca. 500 m. Weiters wurde angenommen, dass die spezifische CSB-Fracht des ausgefaulten Schlammes bezogen auf den EW 30 g/EW₁₁₀/d beträgt (Nowak, 1995). Dieser Wert kann bis auf ca. 25 g/EW₁₁₀ sinken, wenn sehr günstige Voraussetzungen gegeben sind (Faulzeit >>20 Tage, gute Durchmischung, Temperatur zwischen 37 und 39 °C, geringe Rechenstabweite). Mit der Annahme von 30 g CSB/EW/d ist eine gewisse Sicherheit bei der Berechnung des Biogasanfalles gegeben. Für die mit dem Faulschlamm entfernte Stickstofffracht wurde ein spezifischer Wert von 2 g/EW/d gewählt.

Die ersten beiden Fallbeispiele sollen zeigen, wie sich eine große konventionelle einstufige Belebungsanlage mit Vorklärung und Schlammfäulung, (konventionelle Ausrüstung) im Vergleich zu einer zweistufigen Belebungsanlage mit Vorklärung, Schlammfäulung und Trübwasser-Deammonifikation (WETT, 2006) bei gleicher Größe und Reinigungsanforderung verhält. In beiden Fällen wurde ein N/CSB-Verhältnis im Zulauf von 9/110 und eine Stickstoffentfernung von 80 % angenommen.

Das dritte Beispiel soll speziell den Einfluss des Stickstoffgehalts im Abwasser aufzeigen. Die Anlagenkonfiguration entspricht der im ersten Beispiel (einstufige Belebungsanlage mit Vorklärung und Schlammfäulung) nur wurde ein N/CSB-Verhältnis im Zulauf von 7/110 gewählt. Dadurch kann eine N-Entfernung von 90 % erzielt werden.

In Tabelle 2, Tabelle 3 und Tabelle 4 sind die CSB-Bilanz und der Sauerstoffbedarf für die Nitrifikation als Basis für die Berechnung des Energiebedarfs aufgetragen.

Tabelle 2: CSB-Bilanz der einstufigen Belebungsanlage mit Vorklärung und Schlammfäulung

CSB Zulauf (9 g N/EW/d)	110 g/EW/d
CSB Ablauf Vorklärung (CSB-Abnahme VKB = 30%)	77 g/EW/d
CSB Primärschlamm	33 g/EW/d
CSB Ablauf	9 g/EW/d
CSB Entfernung in Belebung: $77 - 9 =$	68 g/EW/d
OVC (s. Abb. 1)	41 g/EW/d
CSB – ÜS	27 g/EW/d
CSB im Zulauf Faulbehälter: $33 + 27 =$	60 g/EW/d
CSB im ausgefaulten Schlamm	30 g/EW/d
CSB im Faulgas $60 - 30 =$	30 g/EW/d
OVN (denitrifizierte N-Fracht 5,6 g N/EW/d): $(9-2-5,6) * 4,3 =$	6 g/EW/d
OVDN: $5,6 * 1,7 =$	10 g/EW/d

Tabelle 3: CSB-Bilanz der 2-stufigen Belebungsanlage mit Vorklärung und Schlammfäulung. Bei der Trübwasserdeammonifikation werden 1,5 g N/EW/d entfernt.

CSB Zulauf (9 g N/EW/d)	110 g/EW/d
CSB Ablauf Vorklärung (Wirkungsgrad Vorklärung 30%)	77 g/EW/d
CSB im Primärschlamm	33 g/EW/d
CSB im Ablauf	9 g/EW/d
CSB-Entfernung in Belebung	68 g/EW/d
OVC (Abb. 1: 40% 1.Stufe/ 65% 2.Stufe)	34 g/EW/d
CSB – ÜS	34 g/EW/d
CSB im Zulauf Faulbehälter $33 + 34 =$	67 g/EW/d
CSB im ausgefaulten Schlamm	30 g/EW/d
CSB im Faulgas: $67 - 30 =$	37 g/EW/d
OVN= $(9-3,5-3,7) * 4,3 =$	7,7 g/EW/d
OVDN: (denitrifizierte N-Fracht 3,7 g N/EW/d): $3,7 * 1,7 =$	6,3 g/EW/d
OV Trübwasserdenitrifikation (WETT, 2006) $1,5 * 1,05 =$	1,6 g/EW/d

Tabelle 4: CSB-Bilanz der einstufigen Belebungsanlage mit Vorklä rung und Schlammfäulung (N/CSB = 7/110)

CSB Zulauf (9 g N/EW/d)	110 g/EW/d
CSB Ablauf Vorklä rung (CSB-Abnahme VKB = 30%)	77 g/EW/d
CSB Primärschlamm	33 g/EW/d
CSB Ablauf	9 g/EW/d
CSB Entfernung in Beleb ung: $77 - 9 =$	68 g/EW/d
OVC (s. Abb. 1)	41 g/EW/d
CSB – ÜS	27 g/EW/d
CSB im Zulauf Faulbehälter: $33 + 27 =$	60 g/EW/d
CSB im ausgefäulten Schlamm	30 g/EW/d
CSB im Faulgas $60 - 30 =$	30 g/EW/d
OVN (denitrifizierte N-Fracht 4,5 g N/EW/d): $(7-2-4,5) * 4,3 =$	2 g/EW/d
OVDN: $4,5 * 1,7 =$	8 g/EW/d

Für den Energiebedarf der Belüftung ist, abgesehen vom gesamten Sauerstoffverbrauch die Effizienz des Belüftungssystems verantwortlich. Aufgrund der bei der Inbetriebnahme durchgeführten Sauerstoffzufuhrmessung liegen viele Werte für den Sauerstofftrag (SAE [kgO₂/kWh]) unter Reinwasserbedingungen vor. Unter Betriebsbedingungen gibt es allerdings kaum Messungen. Aus den wenigen Messungen, vor allem aber aus Bilanzen von Belebungsbecken lässt sich aber ableiten, dass im Betrieb der Sauerstofftrag (α SAE) meist zwischen 1,7 und 2,2 kg O₂/kWh liegt.

In Tabelle 5 wurde die notwendige Energie für die Belüftung für den genannten Bereich der Sauerstofftragswerte berechnet. Um einen schnelleren Vergleich mit den Daten aus dem Benchmarking-Bericht zu ermöglichen, wurden die Ergebnisse sowohl als täglicher als auch als jährlicher Verbrauch angegeben. Es fällt sofort auf, dass die Spreizung der Werte bei den zwei gewählten Sauerstoffträgen größer ist, als zwischen den Anlagentypen. Signifikant ist auch die Abhängigkeit des Sauerstoffverbrauchs von dem N/CSB-Verhältnis im Zulauf. In allen Fällen wurde für die Berechnung eine Sauerstoffkonzentration im Belebungsbecken von 1,5 mg/L und ein Sättigungswert von 10 mg/L gewählt. Natürlich führt ein höherer O₂-Gehalt im Belebungsbecken zu einem höheren Energiebedarf, aber es sollte angenommen werden können, dass mit

dem heutigen Standard der Mess- und Regelungstechnik diese Werte auch gezielt eingehalten werden können.

Tabelle 5: Energiebedarf der Belüftung

	OV gesamt	Energie für Belüftung			
		SAE = 1,7 kg O ₂ /kWh		SAE = 2,2 kg O ₂ /kWh	
	g O ₂ /EW/d	Wh/EW/d	kWh/EW/a	Wh/EW/d	kWh/EW/a
einstufige Belebungsanlage mit Vorklärung und Schlammfäulung	56,3	39,0	14,2	30,1	11,0
2-stufige Belebungsanlage mit Vorklärung, Schlammfäulung und TW-Deammonifikation	49,6	34,3	12,5	26,5	9,7
einstufige Belebungsanlage mit Vorklärung und Schlammfäulung N/CSB = 7/110	50,6	35,0	12,8	27,1	9,9

In Tabelle 6 ist der erzielbare Gewinn an elektrischer Energie aus der Faulgasnutzung mit Gasmotoren (BHKW) dargestellt. Dabei wurde einmal ein elektrischer Wirkungsgrad von 30 % angenommen, wie er bei älteren Aggregaten oder im Teillastbetrieb auftritt. Die zweite Berechnung wurde mit einem elektrischen Wirkungsgrad von 40 % durchgeführt. Diesen Wert erreichen große moderne BHKWs im Vollastbetrieb. Tabelle 6 zeigt, dass der Einfluss der Effizienz des Generators einen ganz wesentlichen Einfluss auf die Energiebilanz einer Abwasserreinigungsanlage hat.

Hinsichtlich der Faulgasproduktion hat das N/CSB-Verhältnis unter den vorgegebenen Annahmen (ca. gleiche Aufteilung anoxisch/aerob) keinen Einfluss.

Tabelle 6: Elektrische Energie aus der Faulgasnutzung mit Gasmotoren (BHKW)

	Methan NL/EW/d	elektr. Energie aus Faulgasverwertung			
		η_{el} Gasmotor: 3 kWh/Nm ³ CH ₄		η_{el} Gasmotor: 4 kWh/Nm ³ CH ₄	
		Wh/EW/d	kWh/EW/a	Wh/EW/d	kWh/EW/a
einstufige Belebungsanlage mit Vorklärung und Schlammfäulung	10,6	31,7	11,6	42,3	15,4
2-stufige Belebungsanlage mit Vorklärung, Schlammfäulung und TW-Deammonifikation	13,0	38,9	14,2	51,8	18,9
einstufige Belebungsanlage mit Vorklärung und Schlammfäulung N/CSB = 7/110	10,6	31,7	11,6	42,3	15,4

Die Belüftung ist zwar sicher der größte Energieverbraucher, daneben dürfen aber die sonstigen Faktoren nicht vergessen werden. Die wesentlichen sonstigen Verbraucher sind Rührwerke und Rücklaufschlamm- bzw. Rezirkulationspumpen. Gerade der Einfluss der Rührwerke wird oft zu wenig beachtet. Gerade die weitverbreiteten druckbelüfteten Umlaufbecken erfordern verfahrensbedingt eine stetige Umlaufströmung, die durch Rührwerke aufrechterhalten werden muss. Aus Angst vor Ablagerungen wird oft mit sehr hohen Mischenergien gearbeitet. 3-4 W/m³ sind keine Seltenheit. Zur Veranschaulichung sind in Tabelle 7 zwei Beispiele für den Energieverbrauch der Rührwerke angeführt. Im ersten Fall wurde eine sehr hohe spezifische Mischenergie bei gleichzeitig sehr großem Einwohner-bezogenen Belebungsbeckenvolumen (Umlaufbecken) angenommen. Im zweiten Fall wurde eine sehr geringe, aber oftmals durchaus ausreichende Mischenergie gewählt, zusätzlich wurde angenommen, dass nur während unbelüfteter Phasen gerührt werden muss (Kaskaden mit wahlweiser Belüftung oder intermittierend belüftete Anlage).

Tabelle 7: Energieverbrauch in Abhängigkeit der spezifischen Rührenergie

		Fall 1	Fall 2
spez. Rührenergie	W/m ³	4,0	1,5
V _{BB} / EW	L/EW	200	50
Energieverbrauch für Rührwerke	W/EW	0,8	0,075
	Wh/EW/d	19,2	1,8
	kWh/EW/a	6,80	0,64

Tabelle 7 zeigt, dass im ungünstigen Fall die Rührenergie ca. die Hälfte der Belüftungsenergie ausmachen kann. Hier ist sicher Einsparungspotential gegeben. Einerseits ist diese Energiedichte vermutlich nicht notwendig, andererseits sollte in so einem Fall geprüft werden, ob das gesamte Belebungsbeckenvolumen ganzjährig für die Reinigung des Abwassers notwendig ist. In der warmen Jahreszeit könnten eventuell einzelne Becken außer Betrieb genommen werden.

Der Energiebedarf für die Rücklaufschlammförderung liegt bei den meisten Untersuchungen (Haberkorn, 1998; Agis, 2002) bei ca. 1 kWh/EW/a, liefert also einen relativ geringen Beitrag zum Energieverbrauch.

3 Schlussfolgerungen

Die theoretischen Überlegungen zeigen, dass unter günstiger Prozessführung und sehr effizienten Gasmotoren aus den bei der Abwasserreinigung anfallenden Schlämmen knapp 19 kWh/EW/a an elektrischer Energie erzeugt werden können. Durch Zugabe von Co-Substraten in den Faulbehälter kann der Wert deutlich erhöht werden, das soll aber hier nicht berücksichtigt werden.

Unter der Annahme, dass die Belebungsstufe (Prozess 2: mechanisch-biologische Reinigung) etwa 60-70 % des gesamten Energieverbrauchs ausmacht, ist es unter günstigen Bedingungen möglich, im Jahresmittel eine

ausgeglichene Energiebilanz zu erreichen. Ob das jedoch als energieautark bezeichnet werden kann, ist Ansichtssache. Tatsache ist, dass auch solche Kläranlagen auf das öffentliche Stromnetz angewiesen sind, da es nicht möglich sein wird, die täglichen Belastungsspitzen abzudecken. Gasmotoren liefern nur bei Vollastbetrieb hohe Wirkungsgrade. Ein Anpassen der Generatoren an den aktuellen Bedarf der Kläranlage würde erhebliche Effizienzeinbußen bei der Stromerzeugung hervorrufen, sodass die Energiebilanz nicht mehr positiv ausfallen würde.

Der derzeitige externe elektrische Leistungsbedarf für die Abwassereinigung in Österreich liegt im Jahresmittel bei ~ 3 W/E, wie aus der Energiegesamtrechnung hervorgeht.

Für die Herstellung und laufende Instandsetzung der Kläranlagen wurde ein mittlerer Leistungsbedarf von ~ 12 W/E (vorwiegend fossile Energieträger) abgeschätzt, wenn man eine Lebensdauer der Gesamtanlagen von 20 Jahren annimmt. In elektrische Leistung umgerechnet wären das >4 W/E (Kroiss und Svardal, 2009). Damit liegt der, in Dauerleistung umgerechnete, grob abgeschätzte Energiebedarf für die Errichtung und laufende Instandsetzung von Kläranlagen in der gleichen Größenordnung wie der Energiebedarf für den Betrieb.

Energieautarkie ist ein Schlagwort, vorrangiges Ziel muss es sein, unnötigen Energieverbrauch, also jenen, der die Reinigungseffizienz nicht verbessert, zu vermeiden. Energieeinsparungen auf Kosten der Ablaufqualität, etwa höhere Ammoniumspitzen, dürfen nicht das Ziel von Kläranlagenbetreibern sein.

4 Ausblick

Der Energiebedarf von Kläranlagen ist von vielen lokalen Randbedingungen abhängig, unter anderem auch von der Abwasserzusammensetzung.

An Hand von Fallbeispielen wurde der Einfluss von Verfahrenskonzeption, spezifischer Stickstofffracht sowie der Effizienz der technischen Ausrüstung auf den Energiebedarf gezeigt:

- Die auf Basis gesicherter theoretischer Grundlagen und Erfahrungswerte berechneten Kennzahlen für den spezifischen Leistungsbedarf je EW

stimmen sehr gut mit den Ergebnissen des österreichweit angewendeten Abwasserbenchmarkings überein.

Aus der Analyse des Energiebedarfs für den Gewässerschutz durch Abwasserreinigung können noch die folgenden Schlüsse gezogen werden:

- Einsparungen an Energie dürfen nie zu Lasten der Reinigungsleistung durchgesetzt werden. Insgesamt spielt der Energiebedarf von Kläranlagen auf nationaler Ebene weder für den Energiehaushalt noch für die Volkswirtschaft eine wichtige Rolle.
- Es gibt aber keinen Grund Energie ineffizient zu nutzen. Bei der Suche nach einem optimalen Energieeinsatz werden ökologische und ökonomische Gesichtspunkte nicht immer widerspruchsfrei sein.
- Beim Betrieb von vielen Abwasserreinigungsanlagen ist ein relevantes Einsparungspotenzial an Energie vorhanden. Wieweit es wirtschaftlich ist dies zu realisieren, muss bei bestehenden Anlagen im Einzelfall entschieden werden.
- Es ist nachweislich möglich, große Kläranlagen (>50.000 EW) trotz hoher Anforderungen an die Reinigungsleistung (1. AEVKA) so zu planen und zu betreiben, dass in einer Jahresbilanz keine externe Energiezufuhr benötigt wird. Ob dies immer erstrebenswert ist, muss unter Berücksichtigung aller spezifischen lokalen Randbedingungen entschieden werden.

5 Literatur

- 1.AEVKA (1996): Erste Allgemeine Emissionsverordnung für kommunales Abwasser nach WRG 1959 i.d.g.F. (Österr. Bundesgesetzblatt 210/1996)
- Agis H. (2002): Energieoptimierung von Kläranlagen. Wiener Mitteilungen (2002) Band 176, 133-177. Copyright © 2002; Institut für Wassergüte / TU-Wien
- Haberkern, B. (1998): "Energieeinsparung in Kläranlagen - Semindokumentation". IMPULS-Programm Hessen, Institut Wohnen und Umwelt (IWU), Darmstadt.
- Kolisch G., Hansen J. (2008): Steigerung von Energieeffizienz von kommunalen Kläranlagen. Berichte aus der Siedlungswasserwirtschaft TU München Bd. 194, 87 – 102
- Kroiss H., Svardal K. (2009) Energiebedarf von Abwasserreinigungsanlagen, Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft, Volume 61, Numbers 11-12, 170-177

- Lindtner S. (2009): Benchmarking: Grundlagen / Praxiserfahrungen
http://www.abwasserbenchmarking.at/upload/documents/cms/42/BM_Grundlagen_Praxiserfahrungen_20090617.pdf
- Müller, E. A., Kopel B., Künti T., Pinnekamp J., Seibert-Erling G., Böcker K. (1999): "Handbuch - Energie in Kläranlagen". Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf
- Nowak O. (1995): Klärschlamm: Anfall und Zusammensetzung. Wiener Mitteilungen 126, 130-176
- Nowak O. (2002): Energie-Benchmarking von Kläranlagen - Überlegungen aus abwasser-technischer Sicht. Wiener Mitteilungen (2002) Band 176, 179-210, Copyright © 2002 Institut für Wassergüte / TU-Wien
- ÖWAV (2010): Öffentlicher Bericht: Benchmarking für Kläranlagen Geschäftsjahr 2009, http://www.abwasserbenchmarking.at/htmlreports/html.Oeffentlicher_Bericht_ARA2009/index, Dezember 2010
- Wett B. (2006): Solved upscaling problems for implementing deammonification of rejection water WS&T, Vol 53 No 12 pp 121–128 © IWA Publishing 2006

Korrespondenz an:

Ass. Prof. Dipl.-Ing. Dr.techn. Karl Svardal

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft, TU-Wien
Karlsplatz 13/226, 1040 Wien

Tel.: +43/ 1/ 58801 22624

Fax: +43/ 1/ 58801 22699

E-mail: svardal@iwag.tuwien.ac.at

Das Energie-Optimierungskonzept der Hauptkläranlage Wien

Gerald Wandl, Miklos Papp

ebswien hauptkläranlage Ges.m.b.H.

Abstract: Die politische Diskussion bezüglich Nachhaltigkeit wird derzeit von den Themen Klimaveränderung und Energiebedarf dominiert, weil über die Nutzung fossiler Brennstoffe auch ein starker Zusammenhang zwischen diesen beiden Themen besteht. Wegen der derzeit hohen Energiepreise und der staatlichen Förderung für Energie aus nachwachsenden Rohstoffen zur Erreichung der Klimaziele besteht trotz meist längerer Amortisationsdauer ein zunehmendes Interesse der Verantwortlichen für den Betrieb von Kläranlagen, Einsparungspotenziale beim Energiebedarf zu ermitteln und umzusetzen, sowie Potenziale zur Eigenenergieversorgung bestmöglich auszunutzen. Vor diesem Hintergrund wurden auch für die Hauptkläranlage Wien Überlegungen angestellt, die im folgenden Beitrag präsentiert werden.

Key Words: Schlammfäulung, Klärgas, Stromerzeugung, Energieautarkie

1 Einleitung

Der Energiebedarf der Hauptkläranlage Wien (HKA) ist direkt abhängig vom Abwasseranfall in Wien, der Abwasserverschmutzung, den Reinigungsanforderungen, der gewählten Verfahrenstechnik sowie vom Einzugsgebiet und der topografischen Lage der Kläranlage. Die Beeinflussung des Energiebedarfs kann somit nur in begrenztem Maße erfolgen. Im Grunde verbleibt für eine Optimierung nur das Abwasserreinigungsverfahren, wobei mit dem Ausbau der Hauptkläranlage in den Jahren 2000-2005 bereits ein sehr wichtiger Schritt in Richtung Energieeffizienz gesetzt wurde.

Seit 2006 verfolgt die ebswien hauptkläranlage Ges.m.b.H. bei ihrer Vision einer energieautarken Kläranlage einen konsequenten Weg bei der Substituierung der Energie aus dem öffentlichen Netz, wobei neben der kontinuierlichen Ausschöpfung von Potenzialen zur Senkung des Energieverbrauchs im Rahmen des sogenannten „SternE“-Projekts (**S**trom aus **e**rneuerbaren **E**nergien) auch regenerative Quellen, wie Wasser, Wind und Sonne genutzt werden. Dieses Programm wurde 2009 mit dem Einbau einer Wasserkraftturbine im Ablauf der HKA begonnen und in den Folgejahren mit einer Solar-, einer Fotovoltaik- und einer Kleinwindkraftanlage fortgesetzt. Weitere Möglichkeiten werden derzeit geprüft. Darüber hinaus könnte in Zukunft die Nutzung des Faulgases aus einer anaeroben Klärschlammbehandlung einen wesentlichen Beitrag zur Eigenenergieversorgung liefern.

Die Entscheidung über die Wahl des aktuellen Schlammbehandlungs- und -entsorgungssystems für die Hauptkläranlage Wien erfolgte unter Voraussetzungen und Zukunftsperspektiven, die vor über 30 Jahren gegeben waren und im Weiteren erläutert werden. Sie treffen heute nur mehr teilweise zu. Die Technologie der Klärschlammbehandlung mittels Entwässerung und Verbrennung des Rohschlammes wurde zwar kontinuierlich verbessert und an den Stand der Technik angepasst, allerdings haben sich in den letzten Jahrzehnten sowohl die umweltpolitischen wie die ökonomischen Randbedingungen deutlich geändert und auch die Technologie hat sich weiterentwickelt. Das Gesamtkonzept der bestehenden Klärschlammbehandlung sollte daher einer kritischen Prüfung unterzogen werden.

Bei den Überlegungen zur Klärschlammbehandlung stehen folgende Zielsetzungen im Vordergrund:

- Sicherstellung der Reinigungsleistung und Entsorgungssicherheit

Maßgebend für alle Überlegungen hinsichtlich einer alternativen und zeitgemäßen Klärschlammbehandlungslösung ist weiterhin die gesicherte Einhaltung der gesetzlich vorgeschriebenen Emissionswirkungsgrade bzw. Ablaufgrenzwerte sowie die Aufrechterhaltung der Entsorgungssicherheit für die Reststoffe der Abwasserreinigung wie Klärschlamm, Schotterfang-, Rechen- und Sandfanggut.

- Energieautarkie

Vor dem Hintergrund mittel- bis langfristig steigender Energiepreise, einer angestrebten Reduzierung der Abhängigkeit von fossilen Energieträgern sowie einem Energieverbrauch, der rund einem Prozent des Wiener Stromverbrauchs entspricht, soll mit einem alternativen Konzept Energieautarkie erreicht werden.

- Wirtschaftlichkeit

Ein alternatives Klärschlammbehandlungskonzept muss auch einen wirtschaftlichen Vorteil haben.

2 Ausgangssituation

2.1 Abwasserreinigung

Die erste Ausbaustufe der HKA ging im Jahr 1980 – also vor mittlerweile 32 Jahren - in Betrieb. Im Lauf der Zeit wurden vor allem die vom Abwasser durchflossenen Anlagenteile beansprucht. Durch diverse Maßnahmen - unter anderem eine große Betonsanierung der Anlage in den Jahren 1998 und 1999 - konnte die Funktionstüchtigkeit der Anlage über die Jahre sichergestellt werden. Um den Sanierungs- bzw. Erneuerungsbedarf der kommenden Jahre abschätzen zu können, wurden in den vergangenen Jahren Untersuchungen zur Beurteilung der Betonqualität sowie des Sanierungs- und Reinvestitionsbedarfs im Altbestand der HKA durchgeführt.

Die Ergebnisse zeigen, dass langfristig gesehen ein kompletter Neubau der Vorklärung und der 1. biologischen Reinigungsstufe im Vergleich zu einer spätestens ab dem Jahr 2020 notwendigen Generalsanierung der Bauwerke mit Betonsanierung und komplett neuer Beschichtung die wirtschaftlich günstigere Variante ist, insbesondere deshalb, weil 2020 auch eine Reinvestition der maschinellen und elektrotechnischen Ausrüstung erforderlich wäre.

Darüber hinaus kann die Anlage bei einem Neubau den neuesten verfahrenstechnischen Erkenntnissen – insbesondere unter dem Gesichtspunkt der Energieeffizienz - und den aktuellen Belastungssituationen angepasst werden.

2.2 Schlammbehandlung

Auf der Hauptkläranlage Wien fallen kontinuierlich Primärschlamm aus der Vorklärung sowie Überschussschlamm aus der biologischen Reinigungsstufe an. Beide Schlämme werden gemeinsam statisch eingedickt. Das eingedickte Gemisch der beiden Schlämme, der Rohschlamm, wird anschließend in Zentrifugen entwässert und in Wirbelschichtöfen verbrannt. Die entstehende Asche wird derzeit auf einer Deponie abgelagert. Die Verbrennungswärme des Schlammes sowie der erforderlichen Stützfeuerung wird, wie auch die Verbrennungswärme der Sonderabfallverbrennung, in Kesselanlagen zur Stromerzeugung mit einer Dampfturbine genutzt bzw. in das Wiener Fernwärmenetz eingespeist. Die bei der Schlammverbrennung erzeugte elektrische Energie wird zur teilweisen Deckung des Strombedarfs der Klärschlammmentsorgungseinrichtungen genutzt. Die HKA wird dagegen fast ausschließlich über das öffentliche Stromnetz versorgt.

Die Nutzung des Energiegehaltes des anfallenden Klärschlammes ist bei einer Rohschlammverbrennung - wie sie derzeit existiert - nicht optimal, weil dies hauptsächlich in Form von Niedrigtemperaturenergie (Fernwärme und Warmwasser) geschieht.

Mittels anaerober Schlammbehandlung (Schlammfäulung) und Gewinnung von Klärgas kann der Energiegehalt des Klärschlammes in vermehrtem Maß auch in Form von hochwertiger elektrischer Energie genutzt werden. Dies ist vor allem bei einem Anstieg der Kosten für elektrische Energie, aber auch infolge einer ökologisch motivierten Verpflichtung zur Effizienzsteigerung bei der Nutzung hochwertiger erneuerbarer Energie als relevant anzusehen.

Die Errichtung einer Schlammfäulung inklusive aller für die Energieerzeugung erforderlichen Einrichtungen erfordert zwar zusätzliche Investitionskosten, andererseits ergibt sich aber eine beträchtlich höhere Stromausbeute und im Falle einer weitgehenden Abwärmenutzung auch ein insgesamt besserer Wirkungsgrad in Bezug auf die Nutzung des Energiegehalts des Klärschlammes.

In Anbetracht dessen, dass bei der Schlammfäulung erheblich weniger Klärschlamm thermisch zu entsorgen ist und auch Verbrennungsanlagen nur eine begrenzte Lebensdauer besitzen, können erforderliche Reinvestitionsmaßnahmen auf der Verbrennungsseite im Vergleich mit einer

Rohschlammverbrennung künftig reduziert werden. Damit ergibt sich im Wesentlichen eine Verschiebung der Investitionen von der Entsorgungsschiene in Richtung optimierter Nutzung der im Klärschlamm enthaltenen Energie.

Derartige Betrachtungen haben im Zusammenhang mit der aktuellen Klimadiskussion und der Strompreisentwicklung auch bei anderen europäischen, großen Kläranlagen einen enormen Stellenwert erreicht, sodass eine Überprüfung bzw. Neuausrichtung des derzeitigen Klärschlamm-entsorgungskonzepts durchaus sinnvoll erscheint. Dabei sind sowohl die betrieblichen und ökonomischen als auch die standortspezifischen Randbedingungen zu berücksichtigen.

3 Energiebetrachtungen und Energieeffizienz

Bei der Rohschlammverbrennung wie auch bei der Faulschlammverbrennung mit gleichzeitiger Nutzung des Klärgases kann grundsätzlich der Energieinhalt des Klärschlammes genutzt werden. Der wesentliche Unterschied besteht in der Qualität der gewonnenen Energieträger. Bei der Schlammfäulung entsteht aus dem Abbau von etwa der Hälfte der organischen Schlamminhaltsstoffe Methan. Dieses ist flexibel einsetzbar und stellt aufgrund der vielfältigen Möglichkeiten zur Umwandlung in elektrische Energie (und Wärme) mit sehr hohem Wirkungsgrad einen der hochwertigsten Energieträger dar. Der bei der Schlammfäulung verbleibende Klärschlammanteil (Faulschlamm) kann weiterhin thermisch verwertet werden.

Auch eine von deutschen Großstädten und der Stadt Zürich beauftragte Grundsatzstudie zum Stand der Technik bei der Klärschlammbehandlung mit Fokus auf die thermische Klärschlammbehandlung belegt insgesamt die verfahrenstechnischen, ökonomischen und auch ökologischen Vorteile für die Faulschlammvarianten (DWA, 2010),

Zusammen mit der ohnehin zwingend erforderlichen, vollständigen Reinvestition der Vorklärung und 1. biologischen Reinigungsstufe (Kapitel 2.1) würde sich bei Umstellung der Klärschlammbehandlung und -entsorgung von Rohschlammverbrennung auf Schlammfäulung und Faulschlammverbrennung

die Chance bieten, eine Optimierung des Gesamtsystems Abwasserreinigung inklusive Schlammbehandlung vorzunehmen.

Daher wurden in einem ersten Schritt die grundsätzlichen Auswirkungen einer Umstellung der Klärschlammbehandlung auf anaerobe Schlammbehandlung untersucht (Kroiss *et al*, 2009). Dabei konnte gezeigt werden, dass die Variante mit Schlammfäulung ein großes Potenzial zur Verbesserung der momentanen Situation der Klärschlammbehandlung aufweisen würde. Zusätzlich zu den vielfältigen energetischen Nutzungsmöglichkeiten des Klärgases bedeutet die anaerobe Schlammbehandlung gleichzeitig auch eine Vereinfachung der technologischen Anforderungen an die Schlamm entwässerung und -verbrennung.

Aufbauend auf diesen Ergebnissen wurden in einem weiteren Schritt die möglichst optimale Abstimmung der Verfahrenstechnik bzw. Betriebsweise der neu zu errichtenden Anlagenteile mit einer künftig allenfalls zu implementierenden Schlammfäulung untersucht. Dazu wurde für eine hochgerechnete mittlere Zulaufbelastung von 3,5 Mio. Einwohnerwerten im Jahr 2030 berechnet, inwieweit die Klärschlammproduktion der Kläranlage bei entsprechender Neuerrichtung der Vorklärung und der 1. biologischen Stufe durch Verschiebung der Belastung von der 2. in die 1. Reinigungsstufe gegenüber dem derzeitigen Status Quo ohne nennenswerte Auswirkungen auf die Reinigungsleistung – insbesondere auf die Stickstoffentfernung – gesteigert werden kann (Kroiss *et al*, 2010).

Die Ergebnisse dieses Vergleichs sind in Tabelle 1 abgebildet.

Tabelle 1: Vergleich von Rohschlamm- und Faulschlammszenarien für den Planungshorizont 2030 (3,5 Mio. EW) bei Annahme einer energie-optimierten Neuerrichtung der Vorklärung und der 1. biologischen Reinigungsstufe

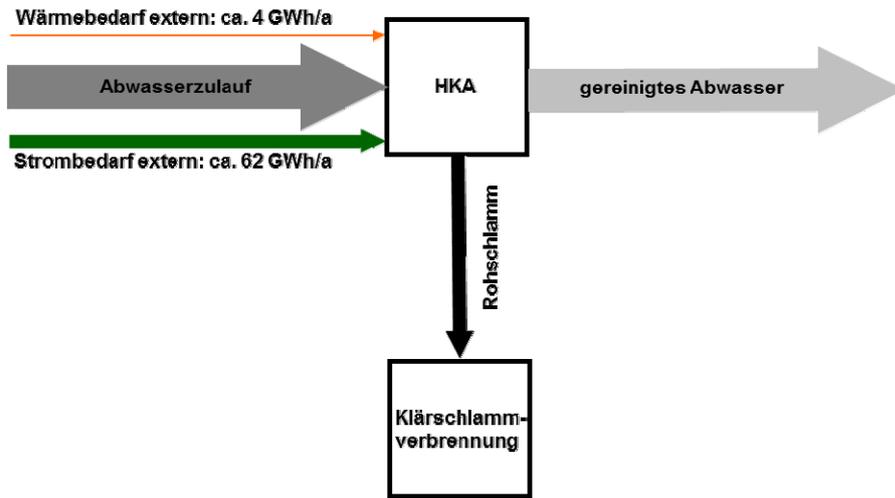
Einfache Energiebilanz für verschiedene Szenarien der Schlammbehandlung				
	Rohschlamm	Faulschlamm	Faulschlamm + Trocknung	
mittlere Belastung 2030:	3,5 Mio	3,5 Mio	3,5 Mio	Einwohnerwerte
Rohschlammmenge:	70.000	81.000	81.000	t TS / a
oTS-Fracht Rohschlamm:	52.500	62.775	62.775	t oTS / a
Glühverlust Rohschlamm:	75,0%	77,5%	77,5%	oTS
Faulschlammmenge:		43.596	43.596	t TS / a
oTS-Fracht Faulschlamm:		25.371	25.371	t oTS / a
Glühverlust Faulschlamm:		58,2%	58,2%	oTS
Klärgasmenge:		20	20	Mio Nm ³ / a CH ₄
Energieinhalt Klärgas:		196	196	GWh / a Gas
Strom BHKW (eta 40%)		78	78	GWh / a Strom
Wärme BHKW (eta 42%)		82	82	GWh / a Wärme
Energieinhalt Schlamm:	350	169	169	GWh / a
Entwässerungsgrad Zentrifuge:	34%	32%	32%	TS
Schlamm-trocknung auf 50% TS:			35	GWh/a
Energie in den Abgasen:	308	180	123	GWh / a

Aus diesen, basierend auf theoretischen Zusammenhängen überschlägig berechneten, Energiebilanzen wird deutlich, dass die im Klärschlamm enthaltene Energie bei den Varianten mit Schlammfäulung viel besser genutzt werden kann, als bei der Rohschlammverbrennung. Dies ist u. a. darauf zurückzuführen, dass bei der Verbrennung von Faulschlamm gegenüber einer Rohschlammverbrennung nur ca. 2/3 des Schlammwassers verdampft werden müssen.

Die Berechnungen in dieser Tabelle erfolgten mit Jahresmittelwerten. In der Praxis müssen sowohl bei der Rohschlamm- als auch bei der Faulschlammverbrennung bei An- und Abfahrvorgängen der Verbrennungslinien bzw. vor allem auch bei schwankenden Schlammqualitäten im Falle der Rohschlammverbrennung zusätzlich Stützbrennstoffe eingesetzt werden.

Die Aufteilung des Energieinhalts im Klärschlamm auf die unterschiedlichen Nutzungspfade ist in Abbildung 1 als Vergleich zwischen derzeitiger Rohschlammverbrennung und Schlammfäulungsvariante mit gleichzeitiger Nutzung des entstehenden Methans dargestellt.

Rohschlammverbrennung



Schlammfaulung

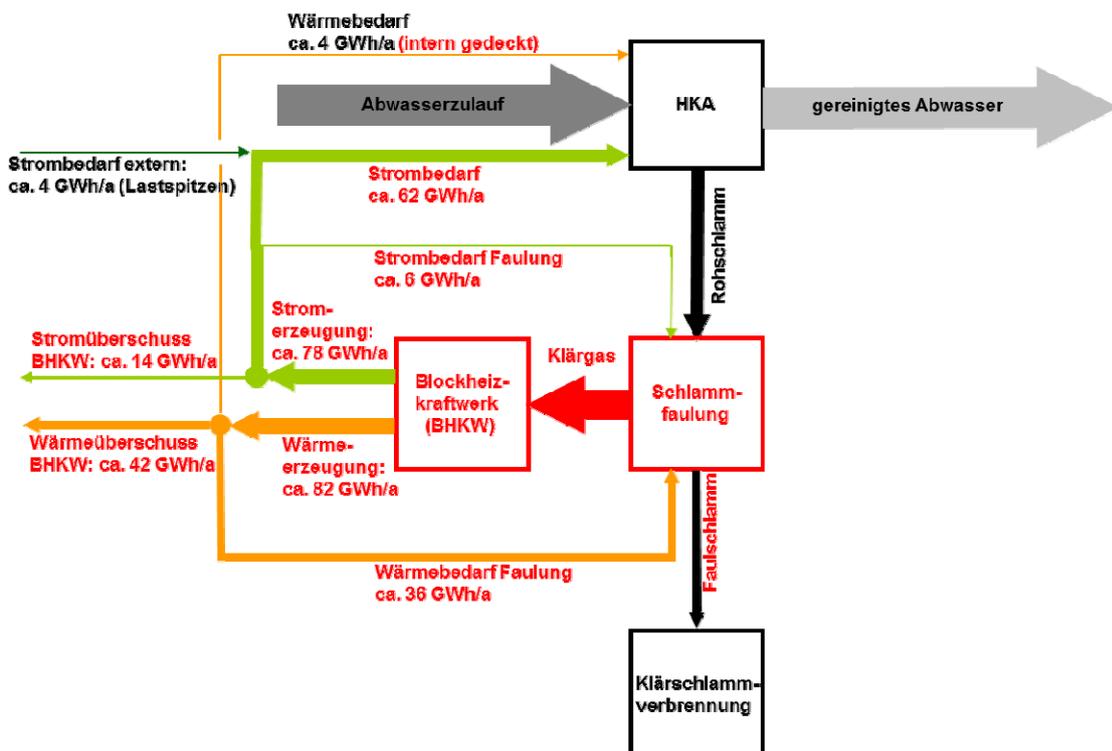


Abbildung 1: Vergleich der Energieaufteilung von derzeitiger Rohschlamm- und alternativer Schlammfaulungsvariante gemäß Projektstudie (Planungshorizont 2030)

Der Vergleich zeigt, dass bei der Variante Schlammfäulung der externe Strombezug extrem reduziert werden kann und nur mehr zur Abdeckung von Lastspitzen Strom aus dem öffentlichen Netz bezogen werden muss. Im Jahresmittel wird darüber hinaus sogar ein Stromüberschuss produziert. Dies gilt nicht nur für die elektrische Energie sondern auch für die Wärmeversorgung der Anlage.

Somit könnte die Hauptkläranlage Wien in Zukunft energieautark betrieben werden.

Eine Energieautarkie im Jahresmittel ist aber nicht mit einer generellen Abkopplung vom öffentlichen Energieversorgungsnetz gleichzustellen. Der Gesamtenergieverbrauch der Kläranlage unterliegt sowohl tages- als auch jahreszeitlichen Schwankungen, was auch im Fall einer Nutzung von Klärgas zur Strom- und Wärmeerzeugung zum Tragen kommt. Das bedeutet, dass in Phasen mit schwacher Anlagenbelastung eine Rückspeisung von Strom ins öffentliche Netz erforderlich ist und umgekehrt in Spitzenlastzeiten ein externer Strombezug aus dem öffentlichen Netz gegeben sein muss. Eine Anbindung an das öffentliche Netz muss daher auch in Zukunft bestehen bleiben, anderenfalls wäre dies weder aus Sicht des Gewässerschutzes (Versorgungssicherheit im Hinblick auf elektrische Energie) noch aus wirtschaftlichen Überlegungen (erforderliche Einspeisung von Überschüssen, aber auch notwendige Gasspeicher- sowie BHKW-Kapazitäten für Spitzenlastabdeckungen bzw. entsprechende Kapazität an Notstromaggregaten auf Basis fossiler Energieträger) opportun.

Grundsätzlich kann aber mit dem Gesamtkonzept im Jahresmittel das Ziel der Energieautarkie erreicht werden bzw. bei einer energieoptimierten Betriebsweise im Jahresmittel auch ein Energieüberschuss erzielt werden, der an andere Verbraucher im Bereich der Klärschlammbehandlung oder des Kanalbetriebes abgegeben werden könnte.

Das wesentliche Ziel der Reduzierung der Abhängigkeit von der künftigen Strompreisentwicklung bzw. möglichen Energieversorgungsengpässen könnte erreicht werden. Damit können auch bei steigenden Energiepreisen langfristig die für den Gebührenzahler günstigen Tarife der Abwasserreinigung gesichert werden.

4 Projektstudie EOS (Energie-Optimierung Schlammbehandlung)

Mit dem zweistufigen Anlagenkonzept für die Erweiterung der HKA auf Stickstoffentfernung wurde bereits vor einigen Jahren ein entscheidender Grundstein für eine energieeffiziente Kläranlage gelegt. Einerseits wurde bei der Errichtung der 2. biologischen Stufe auf höchste Energieeffizienz der eingesetzten Maschinen und des Belüftungssystems geachtet, andererseits ist aufgrund des realisierten Ausbaukonzepts mit Vorklärung und zweistufiger Biologie mit hoch belasteter 1. Stufe im Vergleich zu konventionellen einstufigen Systemen wesentlich mehr Energie im anfallenden Klärschlamm gespeichert. Diese kann in einer anaeroben Schlammbehandlung durch Umwandlung in Methan wirtschaftlich zur Stromerzeugung genutzt werden. Durch die Errichtung einer Schlammfaulungsanlage könnte dieses vorhandene Potenzial zur Energieeffizienzsteigerung künftig bestmöglich genutzt werden.

Eine Machbarkeitsstudie zur alternativen Schlammbehandlung für die HKA (Projektstudie EOS) zeigt allerdings, dass der dafür erforderliche Flächenbedarf bei der derzeitigen Anlagenkonfiguration entweder nur auf der für künftig notwendige Reinigungsstufen vorgesehenen Erweiterungsfläche des Kläranlagengeländes oder aber auf Flächen außerhalb des Betriebsgeländes, die aber Großteils bereits anderen Nutzungen zugänglich gemacht wurden, gedeckt werden könnte. Beide Varianten stellen somit keine geeignete Alternative dar.

Durch die Notwendigkeit, die 1. Stufe der HKA zu erneuern und an den Stand der Technik anzupassen ergibt sich allerdings die Chance, eine Schlammfaulung auf dem Gelände der HKA integrieren zu können. Die neu zu errichtenden Becken wären aus Gründen der Energieeffizienz im Vergleich mit den derzeit bestehenden deutlich tiefer auszuführen. Damit würde der entsprechende Flächenbedarf verringert, womit die erforderliche Fläche für die Errichtung der Faulbehälter samt zugehöriger Infrastruktur gewonnen wird.

Die Studie EOS sieht mittelfristig folgende Maßnahmen vor:

- Neuerrichtung von Vorklärung und 1. biologischer Stufe (Belebungsbecken 1. Stufe und Zwischenklärbecken) als technisch und auch wirtschaftlich günstigste Lösung.

- Anaerobe Stabilisierung des gesamten anfallenden Schlammes (Schlammfäulung) mit Faulgasverwertung als technisch, wirtschaftlich und ökologisch zukunftssträchtige Lösung.

Die biologische Reinigung in der 2. biologischen Stufe entspricht dem letzten Stand der Technik (Wandl *et al.*, 2009) und kann unverändert im Gesamtsystem weiterverwendet werden.

Um auch in Zukunft eine ausreichend hohe Stickstoffentfernung gewährleisten zu können, ist eine gezielte Trübwasserbehandlung für das Zentrat der Klärschlammwässerung erforderlich. Dafür existieren verschiedene biologische Behandlungsmöglichkeiten, die in Hinblick auf Effizienz und Betriebssicherheit noch einer detaillierteren Untersuchung unterzogen werden.

5 Klimaschutz

Neben den energetischen Vorteilen ergibt sich letztlich auch ein ökologischer Vorteil. Die bei der Abwasserreinigung und der Klärschlamm Entsorgung aufgrund des notwendigen Einsatzes fossiler Energieträger verursachten CO₂-Emissionen können mithilfe der Implementierung einer anaeroben Schlammfäulung vor der Klärschlammverbrennung um ca. 40.000 t/a reduziert werden.

Dies resultiert einerseits aus der erheblichen Reduktion des externen Strombezugs aufgrund der Eigenversorgung an elektrischer Energie über das Blockheizkraftwerk und andererseits aus der Möglichkeit zur Verringerung des Stützbrennstoffbedarfs bei der Klärschlammverbrennung, weil dieser bei den Faulschlammvarianten durch die Zugabe von getrocknetem Klärschlamm, welcher nicht CO₂-wirksam ist, ersetzt werden kann.

Eine Umsetzung des Projektes bedeutet einen wichtigen Beitrag zum Erreichen der Klimaschutzziele der Stadt Wien bzw. würde den Anteil der erneuerbaren Energie am Gesamtenergieaufkommen in Wien substantiell erhöhen.

In den vergangenen Jahren wurden im Zuge der Bemühungen der ebwien hauptkläranlage Ges.m.b.H. zur Unterstützung der städtischen Klimaschutz- und Energieeffizienzprogramme im Rahmen des SternE-Projekts bereits mehr als

5 Mio. kWh an Energie durch verfahrenstechnische Maßnahmen eingespart und mehr als 1,5 Mio. kWh Strom mit Hilfe der neuen Ablauf turbine mit einer maximalen Leistung von 380 kW, sowie mit der Kleinwindkraftanlage und der Fotovoltaikanlage produziert. Bei einer Umsetzung der hier vorgestellten Projektstudie EOS würde der Anteil der erneuerbaren Energiequellen unter Hinzuziehung dieser bereits realisierten Projekte (Wasser-, Solar- und Windenergienutzung) weiter steigen und letztlich mehr als 100 % des Energiebedarfs der HKA betragen. Die damit verbundene Reduzierung der Treibhausgase übersteigt bezogen auf die Hauptkläranlage Wien jedenfalls deutlich die 20 %-Vorgaben im Sinne des europäischen Klimaschutzprogrammes.

6 Resümee

Mit der Rohschlammverbrennung verfügt die Hauptkläranlage Wien derzeit über einen bewährten und sicheren Weg der Klärschlamm entsorgung. Da eine Zwischenspeicherung des nur gering stabilisierten Klärschlammes jedoch nicht möglich ist und die täglich anfallende Schlammmenge starken Schwankungen unterliegt, müssen für die Gewährleistung der Entsorgungssicherheit entsprechende Kapazitäten für die Entwässerung und Verbrennung bereit gehalten werden, deren volle Ausnutzung nicht immer gegeben ist. Unter solchen Bedingungen ist ein technisch optimaler Betrieb der Schlamm entwässerungsaggregate sowie der Öfen nicht immer gegeben. Eine Stützfeuerung zur Aufrechterhaltung der Verbrennung ist permanent notwendig.

Die Errichtung einer Schlammfaulung zur Gewinnung von Klärgas als Vorstufe zur Verbrennung weist ein großes Potential zur Verbesserung gegenüber der jetzigen Situation auf. Das Verfahren, welches insbesondere auf großen und sehr großen Kläranlagen in Europa zum Stand der Technik gehört, ermöglicht vielfältige energetische Nutzungsmöglichkeiten und bedeutet zusätzlich eine Vereinfachung der technologischen Anforderungen an die Schlamm entwässerung und -verbrennung.

Eine überschlägige Energiebilanz zeigt, dass bei Verstromung des Faulgases mit einem Wirkungsgrad von ca. 40 % eine Energieautarkie der Abwasserreinigung Wiens erreichbar ist. Neben der Verstromung bieten sich weitere, alternative

Verwertungsmöglichkeiten für das entstehende Faulgas an, so zum Beispiel die Einspeisung ins Netz der öffentlichen Gasversorgung oder die Nutzung als Treibstoff für öffentliche Verkehrsmittel (Autobusse) oder die Müllabfuhr.

Für die Klärschlammverbrennung führt die vorgeschaltete anaerobe Schlammstabilisierung (Faulung) neben einer Reduktion der zu behandelnden Schlammmenge um ca. ein Drittel zu einem Ausgleich der Schlammqualität. Darüber hinaus erlaubt der biologisch nur noch wenig aktive Faulschlamm eine problemlose Speicherung über Stunden und Tage, so dass eine sehr gleichmäßige Beschickung der Schlammbehandlungslinie gewährleistet werden kann. Dies ermöglicht eine Reduktion der ständig vorzuhaltenden Behandlungskapazität. Der Betrieb der Entwässerungs- und Verbrennungsaggregate unterliegt geringeren Schwankungen und läuft dauerhaft im optimalen Bereich. Außerdem ist mit dem anaerob stabilisierten Schlamm eine Klärschlamm-trocknung problemlos zu betreiben, was eine Verbrennung des Faulschlammes in wirtschaftlicher Weise ermöglicht.

Insgesamt ergibt sich damit im Vergleich zum derzeitigen Status Quo grundsätzlich eine wirtschaftlichere und ökologischere Klärschlamm-trennung.

7 Literatur

- DWA (2010): „Klärschlamm-faulung und –verbrennung: Das Behandlungskonzept der Zukunft?“, Ergebnisse einer Grundsatzstudie zum Stand der Technik bei der Klärschlammbehandlung Korrespondenz Abwasser, Abfall - KA 2010 (57) Nr. 3
- Kroiss, H., Svardal K., Spindler A. (2009): Evaluierung der Wiener Klärschlammbehandlung. TU-Wien, Wien
- Kroiss, H., Svardal K., Reichel M., Doblinger H. (2010): EOS – Energieoptimierung Schlammbehandlung. TU-Wien, Wien
- Wandl G, Schaar H., Papp M., Svardal K. (2009): The first two years of full scale operation of the two-stage Main Wastewater Treatment Plant of Vienna. Water Practice & Technology © IWA Publishing 2009

Korrespondenz an:

Dipl.-Ing. Dr. Gerald Wandl
Dipl.-Ing. Miklos Papp

ebswien hauptkläranlage Ges.m.b.H.
11. Haidequerstraße 7
A-1110 Wien

Tel.: 01/76099-5836

E-Mail: g.wandl@ebswien.at
m.papp@ebswien.at

Stand und Zukunft der Abwasseremissionsverordnungen

Heide Müller-Rechberger, Charlotte Vogl

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft

Abstract: Der Beitrag enthält eine Darstellung der gesetzlichen Grundlagen der Allgemeinen Abwasseremissionsverordnung und der spezifischen Abwasseremissionsverordnungen für 64 Branchen. Die aktuellen rechtlichen und technischen Randbedingungen, welche die laufende Fortschreibung dieser Verordnungen beeinflussen, werden erläutert. Vertieft eingegangen wird auf die Richtlinie 2010/75/EU vom 24. November 2010 über Industrieemissionen und deren Auswirkung auf die österreichischen Abwasseremissionsverordnungen. Die methodische Herangehensweise des BMLFUW an ausgewählte Fragestellungen wird erläutert. Hierunter fallen die Erstellung einer „zentralen“ Analysen- und Methodenverordnung, der Umgang mit chemischen Einzelstoffen und Stoffgruppen, der Umgang mit BVT-assozierten Grenzwerten, die im Monats- oder Jahresmittel einzuhalten sind, Überlegungen zur Brancheneinteilung der Abwasseremissionsverordnungen, und rechtliche Aspekte der Anpassungs-verpflichtung für Betriebe. Der Beitrag endet mit einem Ausblick auf den Arbeitsplan der nächsten 2 Jahre.

Key Words: Industrielle Abwasserreinigung, Abwasseremissionsverordnung, Industrieemissionsrichtlinie, Best Available Techniques, Beste verfügbare Techniken, AEV Glasindustrie, AEV Eisen-Metall-Industrie, BREF GLS, BAT GLS, BREF ISP, BAT ISP

1 Einleitung

Gemäß § 33b Abs.1 WRG 1959 hat die Behörde

bei der Bewilligung von Abwassereinleitungen in Gewässer oder eine bewilligte Kanalisation die nach dem Stand der Technik möglichen Auflagen zur

Begrenzung von Frachten und Konzentrationen schädlicher Abwasserinhaltsstoffe vorzuschreiben.

Die Verpflichtung zur Emissionsbegrenzung nach dem Stand der Technik wurde mit der WRG Novelle 1990 im Wasserrechtsgesetz verankert. Ein genereller Verweis zur Emissionsbegrenzung im Unionsrecht findet sich in Artikel 10 der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL). Diese verweist wiederum ua. auf die Richtlinie 69/91/EG¹ („beste verfügbare Techniken“), die Richtlinie 91/271 („einschlägige Umweltbegrenzungen“) sowie die „prioritäre Stoffe Richtlinie“.

Die Regelung über die Emissionsbegrenzung nach Abs.1 stellt eine ex lege Verpflichtung dar. Sofern keine verordneten (generellen) Begrenzungen gemäß Abs. 3 bestehen, sind Abwassereinleitungen individuelle Grenzwerte vorzuschreiben. Aber auch die in einer Verordnung gem. Abs. 3 festgelegten Werte bedürfen – sofern es sich nicht um (bewilligungsfreie) Indirekteinleiter (§ 32b WRG 1959) handelt - der Umsetzung in einem Bescheid. Es besteht allerdings ein Rechtsanspruch des Bewilligungswerbers darauf, grundsätzlich die verordneten Werte im Bescheid vorgeschrieben zu bekommen.

Gemäß § 33 b Abs. 3 WRG 1959 hat

der Bundesminister für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (...) durch Verordnung und unter Bedachtnahme auf die wasserwirtschaftlichen Verhältnisse, auf den Stand der Abwasserreinigungstechnik, sowie unter Bedachtnahme auf die Möglichkeiten zur Verringerung des Abwasseranfalls Emissionswerte in Form von Grenzwerten oder Mittelwerten für Konzentrationen oder spezifische Frachten festzulegen. (...)

Basierend auf dieser Verordnungsermächtigung wurden seit 1991 die Allgemeine Abwasseremissionsverordnung (AAEV) sowie spezifische Abwasseremissionsverordnungen (AEVen) für 64 Branchen erlassen. Zwischen 1993 und 2010 wurden die AAEV und die Verordnungen für 24 Branchen

¹Die RL 69/91 wird durch die Richtlinie 2010/75/EU vom 24. November 2010 über Industrieemissionen (integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung) abgelöst.

(teilweise mehrmals) überarbeitet: d.h. die AAEV und Verordnungen für 16 Branchen neu erlassen sowie für 8 Branchen „novelliert“.

In den Jahren 2002, 2003 und 2004 wurden für die Branchen Salzherstellung, anorganische und organische Chemie und Aquakultur erstmals Grenzwerte mit Verordnung festgelegt. Diese Verordnungen sind nach jeweils einem Jahr Legisvakanz in Kraft getreten. Aufgrund der 5-jährigen Anpassungsverpflichtung sind damit vorerst die letzten generellen Anpassungsverpflichtungen gemäß § 33c Abs.1 WRG 1959 2008, 2009 und 2010 abgelaufen.

Zuletzt wurden 2010 die aus dem Jahr 1994 stammenden Verordnungen betreffend die Branchen „Kartoffelverarbeitung“, „Brauereien und Mälzereien“, „Obst- und Gemüseveredlung“ sowie „Herstellung von Erfrischungsgetränken und Getränkeabfüllung“ novelliert. Aus diesem Jahr stammen die „ältesten“ AEVEN. Die AAEV wurde 1996 das letzte Mal novelliert. Seither hat sich der Stand der Abwasserreinigungstechnik weiterentwickelt und, in einem wohl noch höheren Ausmaß, der Stand der Technik in der industriellen Produktion selbst.

Da in den AEVEN der Stand der Abwasserreinigungstechnik durch die Angabe der erreichbaren Schadstoffminimierung in Form von Grenzwerten erfolgt, kann sich eine Diskussion des Standes der Technik zweckmäßiger Weise auf diesen Aspekt fokussieren. Es wird jedoch auch weiterhin zu prüfen sein, wie weit der technische Fortschritt auch einen Anpassungsbedarf in der Grenzwertfestlegung auslöst/ ausgelöst hat.

In den Jahren 2006 und 2010 wurde in Umsetzung ua. der Richtlinie 2006/118/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 12. Dezember 2006 zum Schutz des Grundwassers vor Verschmutzung und Verschlechterung, Abl. Nr. L 372 vom 27. Dezember 2006, S 19, der Richtlinie 2008/105/EG über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik und der Richtlinie 2009/90/EG zur Festlegung technischer Spezifikationen für die chemische Analyse und die Überwachung des Gewässerzustands gemäß der Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates, ABl. Nr. L 201 vom 1. August 2009, die Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer erlassen.

Normen und Methodenvorschriften für Abwasseranalysen haben sich also verändert, und immissionsseitig werden Qualitätsziele für Konzentrationen chemischer Einzelstoffe und Stoffgruppen in Oberflächengewässern und Grundwasser verfolgt, die 1996 noch kein Thema für die AEVEN waren oder die dort mittels Grenzwerten für Summenparameter geregelt wurden.

Und nicht zuletzt werden die AEVEN in Umsetzung der auf der Richtlinie 2010/75/EU vom 24. November 2010 über Industrieemissionen (integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung) basierenden BVT-Schlussfolgerungen auf ihre Konformität mit Unionsrecht zu überprüfen und überarbeiten sein.

Im Sommer 2011 wurde im BMLFUW der interne Prozess zur Vorbereitung der Novellierungen gestartet, und seit Herbst 2011 finden Abstimmungsgespräche mit der Wirtschaftskammer statt. Der Fokus im folgenden Beitrag liegt folgerichtig darin, auf ausgewählte Fragestellungen und mögliche Lösungsansätze einzugehen, die oft noch Gegenstand von Diskussionen sind.

2 Methodenvorschriften

2.1 Stand

In der Anlage (Anhang) C Z.8 der AAEV sind zurzeit die Methodenvorschriften angeführt, die in der Eigen- und Fremdüberwachung für die Überwachung der Begrenzungen für Abwasseremissionen heranzuziehen sind. Unter die Methodenvorschriften fallen unter anderem Anforderungen an Abwassermengenmessung, Probenahme, Probenbehandlung sowie Anforderungen an die Analysemethoden für jene 42 Parameter, für die in der aktuellen Fassung der AAEV Emissionsbegrenzungen vorgeschrieben sind.

In den branchenspezifischen AEVEN wird größtenteils auf die Methodenvorschriften der AAEV verwiesen. Methodenvorschriften für jene Parameter, die in der AAEV nicht genannt sind, und spezifische Vorgaben, die von der AAEV abweichen, sind in den branchenspezifischen AEVEN in einem eigenen Anhang (Anlage) angeführt.

2.2 Zukunft

In den Methodenvorschriften wird auf etwa 150 Normen verwiesen. Insbesondere die Analysemethoden sind mittlerweile größten Teils veraltet, und die entsprechenden Verweise bedürfen einer sorgfältigen Aktualisierung. Im Zuge der laufenden Arbeiten zur Novellierung wird nun seitens des BMLFUWs die schon länger im Raum stehende Überlegung aufgegriffen, die Methodenvorschriften zentral zusammenzufassen. Nach dem derzeitigen Stand der Diskussion wird es eine eigene Verordnung mit dem Arbeitstitel „Analysen- und Methodenverordnung“ geben, in der alle Analysemethoden zusammengefasst werden. Es ist geplant, in dieser Verordnung sowohl die **emissionsseitigen Analysemethoden** aus den 65 AEVEN und aus der Verordnung über ein elektronisches Register zur Erfassung aller wesentlichen Belastungen von Oberflächenwasserkörpern durch Emissionen von Stoffen aus Punktquellen (EmRegV-OW) als auch die **immissionsseitigen Analysemethoden** aus der Gewässerzustandsüberwachungsverordnung (GZÜV) in zwei getrennten Anhängen (Anlagen) abzubilden.

Für die zentrale Zusammenfassung der Analysemethoden spricht, dass eine Analysemethode in den Verordnungen nur an einer Stelle genannt wird und bei Überarbeitung einer entsprechenden Analysenorm folgerichtig auch nur eine Verordnung novelliert werden muss. Die Hauptmotivation für die zentrale Zusammenfassung ergibt sich aber aus dem Bestreben des Bundes, den Zugang zum Recht zu erleichtern und zumindest ÖNORMEN und elektrotechnische Sicherheitsvorschriften, die in Rechtsnormen für verbindlich erklärt werden, durch (Mit-)Verlautbarung im Bundesgesetzblatt publik zu machen. Für die geplante Analyse- und Methodenverordnung bedeutet dies, dass in deren Anhängen (Anlagen) sämtliche in den genannten emissions- und immissionsseitigen Verordnungen zitierten Normen im Volltext abgedruckt werden sollen.

Um die Überblickbarkeit dieser umfangreichen Verordnung sicherzustellen und um sie möglichst benutzerfreundlich zu gestalten, soll die Verordnung jeweils eine klar gestaltete Übersichtstabelle für den Emissions- und den Immissionsbereich enthalten. Im Emissionsbereich soll die Übersichtstabelle zumindest die Bezeichnung der Parameter, deren CAS-Nummer, die anzuwendende Analysemethoden, das Ausgabedatum der Analysenorm, die

Bestimmungsgrenze und allfällige Spezifizierungen zur Anwendung der Analysenorm enthalten.

3 Industrieemissionsrichtlinie

Die Industrieemissionsrichtlinie (IED) ist am 6. Januar 2011 in Kraft getreten und ist, wenn man von Übergangsbestimmungen für bestimmte Industrieanlagen absieht, bis 7. Januar 2013 in nationales Recht umzusetzen. Sie löst die geltende IVU-Richtlinie 2008/1/EG auch „IPPC-Richtlinie“ ab und führt sie mit 6 weiteren Richtlinien zusammen (die Titandioxid-Richtlinien 78/176/EWG, 82/883/EWG und 92/112/EWG, sowie die Richtlinien 1999/13/EG „Emissionen flüchtiger organischer Verbindungen“, 2000/76/EG „Verbrennung von Abfällen“, 2010/80/EG „Schadstoffemissionen aus Großfeuerungsanlagen“).

Die in Bezug auf die österreichischen AEEven wichtigste Änderung ergibt sich aus Art. 21 Abs. 3 der Industrieemissionsrichtlinie. Demnach stellt die zuständige Behörde sicher, dass

Innerhalb von vier Jahren nach der Veröffentlichung von Entscheidungen über BVT-Schlussfolgerungen nach Artikel 13 Absatz 5 zur Haupttätigkeit einer Anlage (...)

- a) alle Genehmigungsaufgaben für die betreffende Anlage überprüft und erforderlichenfalls auf den neuesten Stand gebracht werden, um die Einhaltung dieser Richtlinie (...) zu gewährleisten*
- b) die betreffende Anlage diese Genehmigungsaufgaben einhält*

Die **BVT-Schlussfolgerungen** (BVT = Beste Verfügbare Techniken, auf Englisch BAT = Best Available Techniques) werden vom europäischen IPPC Büro in Sevilla er- und überarbeitet. Ziel ist, einen Informationsaustausch zwischen den EU-Mitgliedsstaaten und der Industrie zu organisieren. Schon unter der IPPC Richtlinie wurden und auch unter der Industrieemissionsrichtlinie werden dazu BVT-Merkblätter (Best Available Techniques REFerence Documents oder BREFs) und BVT-Schlussfolgerungen (BAT Conclusions) erarbeitet.

Die BVT-Merkblätter sind sehr umfangreiche Dokumente, die für eine oder mehrere Kategorien industrieller Tätigkeiten der Industrieemissionsrichtlinie die Marktsituation und –entwicklung ebenso darstellen wie die eingesetzten Prozesse und Technologien. Es werden technisch-ökonomische Aspekte real existierender Anlagen und deren Emissionen in alle Umweltmedien beschrieben und beste verfügbare Techniken ebenso wie Zukunftstechnologien definiert.

Die BVT-Schlussfolgerungen wiederum sind die Zusammenfassung, das „executive summary“ der BVT-Merkblätter.

Neu ist unter der Industrieemissionsrichtlinie, dass der sogenannte „Sevilla-Prozess“ zur Erstellung der BVT-Merkblätter und -Schlussfolgerungen formell bestätigt wird, und dass die Anwendung der BVT-Schlussfolgerungen geregelt und gestärkt wird. In die BVT-Schlussfolgerungen sind neben der Definition der besten verfügbaren Techniken künftig jeweils die mit dieser Technik erreichbaren Emissionsgrenzwerte (sogenannte Best Available Techniques Associated Emission Limits – BAT AELs - oder BVT assoziierte Grenzwerte) aufzunehmen. Sie werden unter anderem aus den Daten real existierender Anlagen abgeleitet, in denen beste verfügbare Techniken eingesetzt werden.

Es wurde in diesem Artikel bereits auf den Art. 21 Abs. 3 der Industrieemissionsrichtlinie hingewiesen. Er sagt aus, dass die Genehmigungsunterlagen jener Betriebe, welche unter die Industrieemissionsrichtlinie fallen, innerhalb einer **Vierjahresfrist** überprüft und erforderlichenfalls auf den neuesten Stand gebracht werden müssen, und dass die Betriebe diese Genehmigungsaufgaben mit Ablauf der Vierjahresfrist einzuhalten haben. In Hinblick auf die Abwasseremissionsverordnungen bedeutet dies, dass die Veröffentlichung von Entscheidungen über BVT-Schlussfolgerungen jeweils einen Überprüfungs- und allenfalls einen Novellierungsbedarf für die betroffenen branchenspezifischen AEVEN auslöst, wenn man an dem bestehenden System der AEVEN festhalten will. Die Alternative, Betriebe, welche unter die Industrieemissionsrichtlinie fallen, aus dem Geltungsbereich der AEVEN auszunehmen und auf die BVT-Schlussfolgerungen zu verweisen, scheint aus vielen Gründen nicht praktikabel und wird seitens des BMLFUW nicht weiter verfolgt.

Es gilt daher, die BVT-Schlussfolgerungen in das System der AEVEN einzupflegen. Es wird zu überprüfen sein, ob jene in den BVT-

Schlussfolgerungen angeführten besten verfügbaren Techniken, die auch Relevanz für den Wasserbereich haben, bereits in der AEV abgebildet sind, oder ob der dort beschriebene Stand der Vermeidungs-, Rückhalte- und Reinigungstechnik entsprechend fortgeschrieben werden muss.

Darüber hinaus wird zu prüfen sein, ob die in den BVT-Schlussfolgerungen angeführten Emissionsgrenzwerte einen Anpassungsbedarf der betroffenen AEVen auslösen. Dies wird insbesondere dann der Fall sein, wenn die BVT-Schlussfolgerungen strengere Grenzwerte als die AEV fordern, oder wenn sie Parameter vorgeben, für welche in der entsprechenden AEV bisher keine Grenzwerte vorgesehen sind.

Durch die ambitionierte Vorgabe einer Vierjahresfrist zur Umsetzung von BVT-Schlussfolgerungen gibt die Industrieemissionsrichtlinie den Terminplan **für die Überarbeitung der branchenspezifischen AEVen** vor. So sind die BVT-Schlussfolgerungen für die **Glasindustrie** (BREF GLS – Manufacture of Glass) und die **Eisen-Stahl-Industrie** (BREF ISP – Iron and Steel Production) Ende November 2011 im sogenannten Artikel 75 Komitee beschlossen worden, und die Veröffentlichung der entsprechenden BVT-Schlussfolgerungen wird für die nächsten Wochen erwartet. Dementsprechend ergibt sich ein unmittelbarer Handlungsbedarf zur Überarbeitung der **AEV Glasindustrie** und der **AEV Eisenmetallindustrie** sowie jener Teilbereiche der **AEV Kohleverarbeitung**, die vom BREF ISP mit umfasst sind.

4 Vorgehensweise

Seit dem Sommer 2011 wird in einer aus Juristinnen und TechnikerInnen zusammengesetzten **internen Arbeitsgruppe des BMLFUW** an dem Ziel gearbeitet, die Novellierung der Abwasseremissionsverordnungen vorzubereiten. Herausforderung ist dabei nicht nur der enge Zeitplan, den die Industrieemissionsrichtlinie vorgibt, sondern auch ein Generationenwechsel in der zuständigen Fachabteilung im BMLFUW, denn Dr. Hefler, der eine Schlüsselrolle bei der Erstellung der bestehenden Abwasseremissionsverordnungen gespielt, und der sich auch bei der Erarbeitung der für den Abwasserbereich maßgeblichen BVT-Merkblätter auf nationaler und

europäischer Ebene stark eingebracht hat, ist mit Ende 2010 in den Ruhestand getreten.

Um die Industrie in den Novellierungsprozess einzubinden, wurden seitens des BMLFUW im Herbst 2011 Gespräche mit der WKO aufgenommen. Es ist geplant, für unmittelbar zur Novellierung anstehende AEVEN bzw. für in AEVEN umzusetzende BVT-Schlussfolgerungen zahlenmäßig überschaubare, **gemischte Arbeitsgruppen** ins Leben zu rufen. Unter der Leitung des BMLFUW sollen hier VertreterInnen von IED- und Nicht-IED-Betrieben und in der Industriebranche tätige Sachverständige der Bundesländer, gemeinsam mit Sachverständigen des BMLFUW, die fachlichen Aspekte zur Novellierung einer AEV bzw. zur Umsetzung einer BVT-Schlussfolgerung in die AEVEN erarbeiten. Übergeordnete Fragen werden in einer **gemischten Leitungsgruppe** diskutiert.

Die gemischten Arbeitsgruppen zur Umsetzung der BVT-Schlussfolgerungen im Bereich Glasindustrie und Eisen-Stahl-Industrie kommen Ende März 2012 zum ersten Mal zusammen. Parallel dazu und unter Berücksichtigung der Erfahrungen, die in den beiden Arbeitsgruppen gemacht werden, werden Methoden erarbeitet, die den Umgang mit sich wiederholenden Fragestellungen aufzeigen sollen. Darunter fällt beispielsweise der Umgang mit chemischen Einzelstoffen und Stoffgruppen, oder auch der Umgang mit BAT-AELs, die im (z.B. Monats- oder Jahres-) Mittelwert einzuhalten sind.

5 Umgang mit chemischen Einzelstoffen und Stoffgruppen

Ein zentraler Themenkreis, der eine methodischen Vorbereitung und Herangehensweise erfordert, ist der Umgang mit chemischen Einzelstoffen und Stoffgruppen.

Eine Herangehensweise, die sich abzeichnet, ergibt sich aus einer Zusammenschau mit dem Chemikalienrecht.

Demnach würde eine Kandidatenliste mit jenen chemischen Einzelstoffen und Stoffgruppen erstellt, die im Anhang E des WRG 1959 (bzw. im Anhang X der Wasserrahmenrichtlinie) angeführt, aber noch nicht in die AEVEN eingearbeitet sind. Für jeden chemischen Einzelstoff/Stoffgruppe (in der Folge als „Stoff“

bezeichnet) aus der Kandidatenliste, der nicht ohnehin schon in den AEVEN geregelt ist, wäre nun zu prüfen, inwieweit sich etwa aus der REACH-Verordnung Nr. 1907/2006/EG, der POP-Verordnung Nr. 850/2004/EG, der Pflanzenschutzmittelverordnung Nr. 1107/2009/EG sowie weiteren unions- und nationalrechtlichen Vorgaben bereits Verbote und Beschränkungen ergeben. Jene Stoffe, die auf Basis dieser Rechtsmaterien nicht mehr in Verkehr gebracht oder verwendet werden dürfen, erfordern keine weitere Regelung in den AEVEN und können aus der Kandidatenliste ausgeschieden werden. Es verbleiben jene Stoffe, bei denen bestimmte Verwendungen noch erlaubt sind oder keine Beschränkungen existieren.

Es ist bereits absehbar, dass die so reduzierte Kandidatenliste nur mehr eine überschaubare Anzahl an Stoffen enthalten wird. Für diese Stoffe wäre dann im Zuge der Novellierung der AEVEN eine Detailprüfung durchzuführen und abzuklären, ob es einer emissionsseitigen Beschränkung bedarf. Für die Detailprüfung wird die Relevanz des Stoffes in der Industriebranche zu überprüfen sein, wozu auch Informationen aus der Gewässerzustandsüberwachung herangezogen werden können. Relevant für die Detailprüfung wird auch sein, ob die BVT-Schlussfolgerungen selbst BVT assoziierte Grenzwerte für Einzelstoffe/Stoffgruppen aus der reduzierten Kandidatenliste enthalten. In den ersten Entwürfen von BVT-Schlussfolgerungen bzw. in den BVT-Schlussfolgerungen zur Glas- und Eisen-Stahl-Industrie ist das nicht der Fall.

Eine weitere Hilfestellung zur Abschätzung, ob ein Parameter aus der Kandidatenliste in einer Branche relevant ist, dürften die Informationen aus den **erweiterten Sicherheitsdatenblättern eSDB** bieten, die sich aus REACH ableiten. Jeder Hersteller / Importeur, der mehr als 10 Tonnen eines Stoffes produziert / importiert, muss für diesen Stoff eine umfangreiche Risikobewertung der Verwendungen dieses Stoffes durchführen. Im Zuge der Risikobewertung wird ermittelt, ob die Verwendung eines Stoffes als sicher oder als nicht sicher zu bewerten ist, wobei in letzterem Fall Risikomanagementmaßnahmen vor Ort (beim gewerblichen Verwender) zu setzen sind. Für industrielle Anwendungen wird bei der Risikobewertung sowohl eine **Stoffkonzentration im Ablauf einer betrieblichen Kläranlage** errechnet, als auch die Konzentration, die sich im Gewässer unterhalb einer

Punktquelleneinleitung ergibt – die sogenannte PEC (Predicted Environment Concentration). In diese PEC geht eine gerechnete Vorbelastung des Gewässers ebenso ein wie die Verdünnung im Gewässer, die eingesetzten Stoffmengen, der Entfernungsgrad in der Abwasserreinigungsanlage und andere Randbedingungen. Die PEC wird dann der so genannten Predicted No Effect Concentration PNEC gegenübergestellt. Sie soll jene Konzentration eines Stoffes widerspiegeln, der mit ausreichender Sicherheit gewährleistet, dass auch der empfindlichste aquatische Organismus durch die im Vorfluter auftretende Konzentration nicht geschädigt wird.

Diese Risikobewertung wird zunächst anhand von Modellregionen durchgeführt und im Rahmen eines Stoffsicherheitsberichts bei der Europäischen Chemikalienagentur vorgelegt. Sie ist dann nur den für REACH zuständigen Behörden innerhalb der EU zugänglich. Viele relevante Informationen aus der Risikobewertung gehen aber auch in das erweiterte Sicherheitsdatenblatt ein, welches in der Lieferkette des Stoffes zu kommunizieren ist.

In Hinblick auf die AEVEN ist nun insbesondere interessant, inwieweit die in der Risikobewertung ermittelten Ablaufwerte eines Stoffes aus einer betrieblichen Kläranlage auf die reale Situation umgelegt werden können und inwieweit sie plausibel sind. Bei allfällig in die Diskussion kommenden Stoffen, für die immissionsseitig noch keine Messungen vorliegen, kann darüber hinaus auch die PEC einen ersten Anhaltspunkt darüber geben, ob die Emission einer Industriebranche immissionsseitig ein über den Einzelfall hinausgehendes Problem verursacht.

Inwieweit sich die Informationen aus den erweiterten Sicherheitsdatenblättern in der Praxis tatsächlich als brauchbar für die Bewertung von / den Umgang mit chemischen Einzelstoffen und Stoffgruppen in den AEVEN herausstellt, ist derzeit noch unklar. Gemeinsam mit der Sektion V (Allgemeine Umweltpolitik) des BMLFUW ist ein entsprechendes Forschungsprojekt in Vorbereitung, welches das konkrete Zusammenspiel von chemikalienrechtlichen Informationen und deren Brauchbarkeit für wasserrechtliche Verfahren an einem Pilotbetrieb durchspielen soll.

Zusammenfassend kann zum Themenkreis „Umgang mit chemischen Einzelstoffen und Stoffgruppen“ festgehalten werden, dass sich bei den BVT-Schlussfolgerungen, die derzeit in der Finalisierungsphase sind, keine

exzessiven Parameterlisten mit BVT assoziierten Grenzwerten für Stoffe abzeichnen, die in den AEVEN derzeit noch nicht enthalten sind. Auf nationaler Ebene ist angedacht, mit allfälligen Grenzwertfestlegungen oder Stoffverboten für chemische Einzelstoffe und Stoffgruppen behutsam umzugehen und sich der Fragestellung nach dem Ausschlussprinzip zu nähern, d.h. zu Grenzwertfestlegungen oder Stoffverboten nur dann zu greifen, wenn es sich um relevante Emissionen handelt, und wenn als ausreichend erachtete, immissionswirksame Einschränkungen nicht bereits in anderen Rechtsmaterien verwirklicht sind. Aktiv mitzuverfolgen und mitzugestalten ist die laufende Diskussion zur Änderung der Richtlinien 2000/60/EG und 2008/105/EW in Bezug auf prioritäre Stoffe im Bereich der Wasserpolitik. Hier liegt seit Ende Januar 2012 der Vorschlag der Europäischen Kommission vor.

6 Umgang mit BVT assoziierten Grenzwerten, die im Monats- oder Jahresmittel einzuhalten sind

Ein weiterer Themenkreis, der einer methodischen Herangehensweise bedarf, ist der Umgang mit BVT assoziierten Grenzwerten. Diese sind meist Mittelwerte (z.B. Monats- oder Jahresmittelwerte), während sich in Österreich die ‚4 von 5‘ Regel in Kombination mit der zulässigen Überschreitungskonzentration durchgesetzt und gut bewährt hat. Wenn also an der österreichischen Lösung festgehalten wird, was auch angedacht ist, so bedeutet dies, dass es einer Konvention für die Umrechnung von BVT assoziierten Grenzwerten in ‚4 von 5‘ Grenzwerte der AEVEN bedarf.

Ist der BVT assoziierten Grenzwert höher als der österreichische ‚4 von 5‘ Grenzwert, so ist der Nachweis, dass mit den österreichischen Grenzwerten auch die BVT assoziierten Grenzwerte eingehalten werden, ein leichter. Er kann mit einfachen Worst Case Betrachtungen geführt werden.

Liegt der BVT assoziierte Grenzwert zwar unter dem österreichischen ‚4 von 5‘ Grenzwert, aber in einem üblichen ‚Mittelwert zu 4 von 5 Wert – Verhältnis‘, so kann die Umrechnung mittels eines Faktors erfolgen, der sich entweder auf mathematisch-statistische Überlegungen theoretischer Natur gründet oder aber mittels eines Faktors, der sich aus der Auswertung von Betriebsprotokollen einer

repräsentativen Anzahl von (betrieblichen) Kläranlagen einer Industriebranche ergibt.

Liegen die BVT assoziierten Grenzwerte deutlich unter den österreichischen ,4 von 5‘ Grenzwerten, so ist auch denkbar, einzelne BVT assoziierte Grenzwerte als Mittelwerte in die AEVEN zu übernehmen mit der Regelung, dass diese Mittelwerte nur von IED-Betrieben und zusätzlich zu den ,4 von 5‘ Grenzwerten, die für alle Betriebe gelten, einzuhalten sind. Eine andere Lösung wäre, den ,4 von 5‘ Grenzwert so nach unten zu revidieren, dass wieder mittels Umrechnungskonvention der Nachweis erbracht werden kann, dass der BVT assoziierte Grenzwert eingehalten werden kann.

Zusammenfassend kann zum Themenkreis „Umgang mit BVT assoziierten Grenzwerten“ festgehalten werden, dass angedacht ist, die österreichische ,4 von 5‘ Regel beizubehalten. Eine Methodik zur Umlegung von BVT assoziierten Grenzwerten, die als Mittelwerte definiert sind, auf ,4 von 5‘ Grenzwerte, soll erarbeitet werden. Ziel ist, dass in den gemischten Arbeitsgruppen möglichst rasch fixiert werden kann, welche Umrechnungskonvention Verwendung finden wird, so dass jenen IED-Betriebe, die aufgrund von BVT-Schlussfolgerungen Anpassungen im Betrieb bzw. in der betrieblichen Abwasserreinigung realisieren müssen und dafür nur vier Jahre zur Verfügung haben, möglichst rasch signalisiert werden kann, welche neuen Grenzwerte das BMLFUW in die Begutachtung schicken wird.

7 Brancheneinteilung

Derzeit gibt es 65 AEVEN (darunter die AAEV). Die Brancheneinteilung ist historisch gewachsen. Ihnen stehen 35 BVT-Merkblätter und die Systematik der Kategorien industrieller Tätigkeiten aus Anhang I der Industrieemissionsrichtlinie gegenüber. Es ist daher zu hinterfragen, ob die derzeitige Brancheneinteilung der AEVEN sinnvoll ist, und ob eine Anpassung an die Systematik der BVT-Merkblätter von Vorteil und sinnvoll wäre.

Für eine Anpassung des österreichischen Systems an die Systematik der Industrieemissionsrichtlinie spricht, dass bei der Veröffentlichung einer BVT-

Schlussfolgerung im Wesentlichen nur die jeweils zugehörige branchenspezifische AEV novelliert werden müsste, was

- den Nachweis an die europäische Kommission vereinfacht, dass und wie BVT-Schlussfolgerungen rechtlich umgesetzt wurden,
- gewisse Erleichterungen für die genehmigende Behörde bringt, die gemäß Artikel 24 Abs. 2 der Industrieemissionsrichtlinie künftig und unter anderem, der Öffentlichkeit die Information zugänglich machen muss, welches BVT-Merkblatt für die Erteilung, Überprüfung oder Aktualisierung einer Genehmigung für einen Betrieb maßgeblich ist.

Im BMLFUW wurde daher in einem ersten Schritt versucht, eine Entsprechungstabelle zwischen Abwasseremissionsverordnungen und BVT-Merkblättern zu erarbeiten und Überlegungen anzustellen, inwieweit eine Angleichung der Brancheneinteilungen sinnvoll und auch praktisch umsetzbar wäre. Ähnliche Überlegungen sind seitens der Wirtschaftskammer im Gange. Darüber hinaus liegen zum Thema auch Stellungnahmen und Wünsche einzelner Bundesländer vor.

Seitens des BMLFUW wurde festgestellt:

Eine gute Übereinstimmung der Brancheneinteilung von AEVen und BVT-Merkblättern und daher kaum Handlungsbedarf bezüglich einer Angleichung der AEV an die Systematik der Industrieemissionsrichtlinie liegt im Sektor 5 „Abfallbehandlung“ vor.

Sehr wenig Übereinstimmung der Brancheneinteilung von AEVen und BVT-Merkblättern liegt im Sektor 4 „Chemische Industrie“ vor. Die BVT-Merkblätter in diesem Bereich sind so strukturiert, dass 7 „vertikale“ BVT-Merkblätter die Prozesse in der chemischen Industrie und prozessintegrierte Maßnahmen

(darunter auch innerbetriebliche Maßnahmen mit Abwasserrelevanz) beschreiben. Ein 8. BVT-Merkblatt mit dem Titel „Common Wastewater and Waste Gas Treatment in the Chemical Sector“ versteht sich als „horizontales“ BVT-Merkblatt über die gesamte Chemiebranche und widmet sich hauptsächlich den „end-of-pipe“ Maßnahmen zur Abwasser- und Abgasbehandlung. Die Schnittstellen zwischen den BVT-Merkblättern sind oft unklar und gehen quer über Sektoren industrieller Tätigkeiten, wie sie in Anhang 1 der IED definiert sind. Erste Rückmeldungen von Vertretern aus der chemischen Industrie zeigen, dass selbst die Betriebe Schwierigkeiten haben, ihren Betrieb dem richtigen BVT-Merkblatt zuzuordnen.

Aus Sicht des BMLFUW erscheint es sehr komplex, die existierenden 19 AEVEN aus dem Bereich der chemischen Industrie an die Struktur der Industrieemissionsrichtlinie anzupassen. Die Frage der Komplexität stellt sich sowohl in Hinblick auf erforderliche Übergangsregelungen zwischen einer alten und einer neuen AEV Struktur im betroffenen Sektor als auch in Hinblick auf die Fehleranfälligkeit, die sich nicht zuletzt dadurch ergibt, dass die BVT-Merkblätter höchst umfangreiche Dokumente mit meist deutlich mehr als 500 Seiten sind. Fraglich ist auch, wie im Falle der Angleichungen der AEVEN an die BVT-Merkblätter die Übersichtlichkeit der AEVEN gewährleistet werden kann. Diese würden Gefahr laufen, mit Anhängen (Anlagen) überfrachtet zu werden. Und nicht zuletzt wurden seitens der EU Kommission kürzlich Überlegungen kommuniziert, einzelne BVT-Merkblätter aus der chemischen Industrie zusammenzulegen.

Eine Angleichung der AEVEN an die Struktur der BVT-Merkblätter im Bereich der chemischen Industrie wird daher seitens des BMLFUW eher kritisch gesehen. Die Überarbeitung des horizontalen BVT-Merkblattes CWW ist schon weit fortgeschritten (der 2. Entwurf liegt vor und wurde bereits kommentiert) und mit der Veröffentlichung der entsprechenden BVT-Schlussfolgerung wird noch 2012 gerechnet. Daher dürfte es in jedem Fall praktikabler sein, die anstehenden Novellierungen, die die BVT-Schlussfolgerung „CWW“ auslöst, in der bisherigen AEV-Struktur umzusetzen und danach mit der gewonnenen Erfahrung noch einmal zu hinterfragen, ob eine Strukturumstellung im Rahmen der nächsten Revision des BVT-Merkblattes CWW sinnvoll ist.

Gewisse Übereinstimmungen zwischen AEVEN und BVT-Merkblättern besteht in den Sektoren

- 1 „Energiewirtschaft“,
- 2 „Herstellung und Verarbeitung von Metallen“,
- 3 „Mineralverarbeitende Industrie“, und
- 6 „Sonstige Tätigkeiten“

Hier fällt auf, dass Schnittstellen in den AEVEN häufig anders gezogen sind als in den BVT-Merkblättern. Ein Beispiel unter vielen ist, dass die AEV Oberflächenbehandlung hauptsächlich dem BVT-Merkblatt STS (Surface Treatment using organic Solvents) zuzuordnen ist, der Bereich Galvanik aus der AEV Oberflächenbehandlung aber dem BVT-Merkblatt STM (Surface treatment of Metals and Plastic) zuzuordnen ist. Ein weiteres Beispiel ist des BVT-Merkblatt zur Eisen-Stahl-Industrie, das der AEV Eisen-Metall-Industrie zugeordnet werden kann, das aber auch die Kokereien umfasst, die der AEV Kohleverarbeitung zuzuordnen ist. Praktikabel erscheint eine Abgleichung / Entflechtung von Schnittstellen im Einzelfall, und zwar nur dort, wo die Systematik der BVT-Merkblätter eine Konsistenz mit der Einteilung industrieller Tätigkeiten nach der Industrieemissionsrichtlinie aufweist, und dort, wo die neue Systematik auch im Hinblick auf die österreichische Industriestruktur sinnvoll erscheint.

In den genannten 4 Sektoren fällt auch auf, dass mehrere AEVEN einzelnen BVT-Merkblättern entsprechen. So sind die AEV gebleichter Zellstoff und die AEV Papier und Pappe beide dem BVT-Merkblatt PP (Pulp and Paper) zuzuordnen. Im Bereich der Nahrungsmittelindustrie sind es sogar 13 branchenspezifische AEVEN, die dem BVT-Merkblatt FDM (Food, Drink and Milk) entsprechen. Eine Zusammenfassung von AEVEN wäre hier und in weiteren Beispielen relativ einfach möglich. Noch zu diskutieren ist der Nutzen einer Zusammenfassung der AEVEN. Ein bloßes Zusammenfassen mag dazu beitragen, Textwiederholungen, insbesondere des § 4 der AEVEN zu Eigen- und Fremdüberwachung, zu vermeiden. Die branchenspezifischen AEVEN sind zwar aus den immer gleichen Textbausteinen aufgebaut, aber die tatsächlich auftretenden Textwiederholungen sind vom Umfang her gering und werden

kaum dazu beitragen, den Umfang der AEVEN zu reduzieren. Eine Zusammenfassung der Anhänge (Anlagen) hingegen ist nur soweit möglich, als Emissionsgrenzwerte gleich sind oder angeglichen werden können. Wo dies nicht der Fall ist, laufen die AEVEN Gefahr, durch Anhänge überfrachtet und unübersichtlich zu werden.

Die BVT-Merkblätter, die inhaltlich oft über einen ganzen Industriesektor gehen (z.B. Nahrungsmittelindustrie), haben mit dem gleichen Problem zu kämpfen. Hier ist das häufig dadurch gelöst, dass eigene Kapitel zu Prozessen geschaffen wurden. Sieht man sich z.B. das BVT-Merkblatt FDM (Food, Drink and Milk Industries) genauer an, so findet man darin eine Kapitelstruktur, die wieder weitgehend jener der branchenspezifischen AEVEN entspricht, mit Unterscheidung von BVT für den Fleischsektor, für Fisch und Schalentiere, Obst und Gemüse, Milchverarbeitung, Stärke, Zucker, Kaffee, Getränke (Brauereien, Wein).

8 Rechtliche Aspekte

Abgesehen von den Ausführungen zu den allgemeinen rechtlichen Grundlagen der Abwasseremissionsverordnungen im ersten Kapitel stehen derzeit vor allem die durch die IED Umsetzung bedingten Anpassungsverpflichtungen für „IED-Anlagen“ im Mittelpunkt der Überlegungen betreffend der „Zukunft der AEVEN“.

Erfolgte 1990 die Neugestaltung „der Regelungen über Abwasseremissionen“ noch vor dem Hintergrund einer in Legistik und Vollziehung ausschließlichen „Wasserkompetenz“ ist man 2012 – vor allem im Bereich der gewerblichen Anlagen und der Abfallbehandlungsanlagen – großteils nur noch mit einer „Mitanwendung“ der materiell-rechtlichen Bestimmungen des WRG durch Gewerbe- und Abfallbehörden konfrontiert. Für die Praxis heißt das, die Verordnungserstellung bzw. Grenzwertfestlegung erfolgt im Rahmen der „Wasserkompetenz“ während die Anlagenanpassung, -änderung, -sanierung oder eine Anlagenneubewilligung in den meisten Fällen von anderen Materienbehörden und den einschlägigen verfahrensrechtlichen Vorgaben dieser gesetzlichen Materien erfolgt.

Aus diesem Grund kann, nachdem die Umsetzungsfrist der IED erst Anfang 2013 abläuft, derzeit nur der Rahmen für künftiges Handeln aufgezeigt werden:

Eine Novellierung der AEVEN wird voraussichtlich auch in Zukunft in der Grenzwertfestlegung grundsätzlich nicht zwischen IED Anlagen und „anderen kleineren Anlagen“ unterscheiden. Davon zu unterscheiden sein, wird jedoch eine Sanierungsverpflichtung für Betreiber von IED Anlagen (§ 33c Abs.7 WRG 1959). Die Betreiber kleinerer Anlagen wären nur bei einer Neubewilligung bzw. Wiederverleihung von einer Verordnungsänderung „betroffen“.

Dass eine Anlagenanpassung (auch weiterhin) einem „Anzeigeverfahren“ oder bzw einem oder einem anderen der bereits derzeit in den Materiengesetzen bestehenden „vereinfachten“ Verfahren (zB. §§81ff GewO, § 114 WRG 1959,...) unterliegt, ist durchaus wünschenswert, solange damit auch ein Schutz fremder Rechte gewährleistet werden kann.

Aus Gründen der Rechtssicherheit sollte jedoch am Ende eines Anlagenanpassungsverfahrens - nach wie vor - ein Bescheid oder eine Bescheidfiktion stehen. Im Falle eines Bescheides, mit dem eine Anzeige zur Kenntnis genommen wird, sollte gesetzlich eine Möglichkeit für „zusätzliche“ Auflagen oder Maßnahmenvorschreibungen vorgesehen werden (sh zB § 81a Z2 GewO 1993).

Als Ausblick sei ein Rückblick gestattet:

20 Jahre AEVEN und über 90 erlassene Verordnungen, ergibt im Schnitt die Erlassung von 4,5 Verordnungen pro Jahr.

9 Ausblick

Wie bereits ausgeführt gibt die Industrieemissionsrichtlinie den Terminplan für die Überarbeitung der branchenspezifischen Abwasseremissionsverordnungen vor. Geplant ist, mit der AEV Glasindustrie, der AEV Eisenmetallindustrie, der AEV Kohleherstellung und der Analyse- und Methodenverordnung im ersten Quartal 2013 in Begutachtung zu gehen.

Aufgrund der Entwicklung neuer Technologien (Brennwertkessel für Hackgut und Scheitholz) ist eine kleinere Novelle für die AEV Abluftbehandlung ebenfalls für das erste Quartal 2013 geplant.

Mit den Vorarbeiten zur Novellierung der AAEV wird derzeit begonnen.

Nach derzeitigem Fahrplan des EIPPC Büros ist in näherer Zukunft mit der Veröffentlichung von folgenden BVT-Schlussfolgerungen zu rechnen:

Voraussichtlicher Termin	Veröffentlichung von
Q1 / 2012	BVT GLS (Manufacture of Glass) BVT ISP (Iron and Steel Production)
Q2 / 2012	BVT CWW (Common Wastewater and Waste Gas Treatment / Management Systems in the Chemical Sector)
Q3/ 2013	BVT TAN (Tanning of Hides and Skins)
Q1/ 2013	BVT REF (Mineral Oil and Gas Refineries) BVT PP (Pulp and Paper)
Q2 / 2013	BVT NFM (Non Ferrous Metals) BVT IRPP (Intensive Raising of Poultry and Pigs)

10 Danksagung

Die Autorinnen bedanken sich bei den KollegInnen Mag. Verena Dworschak, DI Alfred Rauchbüchl und Dr. Weilgony.

11 Literatur

-

Korrespondenz an:

DI Heide Müller-Rechberger

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft
Marxergasse 2,
1030 Wien

Tel.: +43 1 71100 – 7518

E-Mail: heide.mueller-rechberger@lebensministerium.at

Entwicklungen der Anaerobtechnik in der Industrieabwasserreinigung

Vanessa Parravicini

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft

Abstract: Die Anaerobtechnik hat sich inzwischen – unterstützt auch durch die steigenden Energiekosten sowie die Klimaschutzdiskussionen - zur Behandlung von Abwässern aus verschiedensten Industriebranchen (z.B. Getränke- und Lebensmittel-, Zellstoff- und Papierherstellung) großtechnisch etablieren können. UASB- und EGSB-Reaktoren sind weltweit die am meisten verbreiteten Verfahren, wobei in speziellen Fällen die besonderen Vorteile des anaeroben Belebungsverfahrens sowie des Festbettreaktors weiterhin interessant bleiben werden. Das verbesserte Wissen über die mikrobiologischen Vorgänge sowie die chemisch-physikalischen Prozesse in Anaerobreaktoren hat ermöglicht, günstige Bedingungen für einen stabilen Abbauprozess und somit für eine optimierte Biogasproduktion zu gewährleisten. Der Beitrag wird über den Stand des Wissens sowie die Perspektiven der Anaerobtechnik im Bereich der Industrieabwasserreinigung berichten.

Key Words: Anaerobe Abwasserreinigung, Industrieabwasser, Biogasproduktion

1 Einleitung

Die Anaerobtechnik gehört zu den ältesten Verfahrenstechniken in der Abwasserreinigung und Schlammbehandlung. Die erste großtechnische Anwendung erfolgte 1860 in Frankreich durch Louis M. Mouras und Abbé Moigno zur Behandlung von kommunalem Abwasser in abgedeckten Faulgruben, 50 Jahre vor der Erfindung des Belebtschlammverfahrens (Moigno, 1881). Die folgende, stagnierende Entwicklung der Anaerobtechnologie wurde vor allem durch das fehlende Wissen über die mikrobiologischen und biochemischen Grundlagen des Anaerobprozesses verursacht, das den Betrieb

der ersten Abwasserreinigungsanlagen wesentlich erschwerte. Nennenswert ist allerdings in der Geschichte der Anaerobtechnik im Jahr 1904 der Bau des ersten Emscherbrunnens (Imhoff-Tank) in Deutschland, wodurch der erste Schritt in Richtung Klärschlammfäulung gesetzt wurde.

Es dauerte bis zu 1. Energiekrise in den 70er Jahre bis der erste großtechnische anaerobe Schlammbedreaktor (UASB-Reaktor) zur Reinigung von Industrieabwässern von G. Lettinga in den Niederlanden erfolgreich in Betrieb genommen wurde (Lettinga *et al.*, 1980). Die ersten Erfahrungen mit dem Verfahren jedoch wurden bereits 1960 in Südafrika von Stander gemacht (Stander, 1960). Die optimierte Version (G. Lettinga) zeichnete sich neben dem neuen Reaktordesign mit effizienterer Drei-Phasen-Abscheidung (Wasser-Gas-Schlamm) vor allem durch die verbesserte Züchtung von hochaktiven und gut sedimentierbaren „Schlamm-Pellets“ aus.

In den darauffolgenden Jahren und besonders nach der 2. Ölkrise zu Beginn der 80er Jahre wurden die Vorteile der Anaerobtechnik bei der industriellen Abwasserreinigung zunehmend erkannt und umgesetzt. Die „Anaerobwende“ führte zur Entwicklung einer Vielzahl von Verfahren zur Behandlung von Industrieabwässern, u.a. des Festbettreaktors und der anaeroben Belebung. Unten den vielen verschiedenen, entwickelten Technologie hat sich bis heute der UASB-Reaktor und vor allem der vor kurzem entwickelte EGSB-Reaktor (Expanded Granular Sludge Bett) weltweit am meisten durchsetzen können. In Deutschland sowie in Österreich ist die Anwendung anaerober Verfahren derzeit erst in Bereich der Getränke- und Lebensmittelindustrie sowie der Zellstoff- und Papierherstellung verbreitet. Durch weitere Entwicklungen, besonders bei der Reaktortechnologie, wird es möglich sein, die Anaerobtechnik in weiteren Industriebranchen (z.B. chemische Industrie, Pharma- sowie Lederindustrie) wirtschaftlich anzuwenden.

Ein innovativer Trend versucht verschiedene biologische sowie physikalisch-chemische Prozesse in den Anaerobprozess zu integrieren, um eine kombinierte Entfernung von organischer Substanz und anderen Stoffen zu erzielen. Als Beispiel können Anaerobreaktoren genannt werden, die neben der organischen Verschmutzung zusätzlich Sulfat und Schwermetalle aus dem Abwasser entfernen können.

Anaerobe Verfahren zur (Vor-)Behandlung von kommunalen Abwässern sind bisher in Europa und Nordamerika hauptsächlich aufgrund der niedrigen Temperaturen kaum im Einsatz. Für Entwicklungsländer in heißen Zonen der Erde kann das Anaerobverfahren möglicherweise auch zu diesem Zweck vorteilhaft eingesetzt werden, vor allem wenn der nährstoffreiche Ablauf zur Irrigation genutzt werden kann.

Die Vorteile der anaeroben Industrieabwasserreinigung gegenüber der konventionellen aeroben Reinigung sind im Wesentlichen die niedrigeren Betriebskosten (keine Belüftungsenergie), die geringe Überschlammproduktion (energetisch und wirtschaftlich günstigere Schlammbehandlung/-entsorgung) und vor allem die Produktion des klimaneutralen Energieträgers Biogas. Besonders dieser letzte Aspekt - Gewinnung „sauberer“ Energie - hat in den letzten Jahren das Interesse der Industrie gegenüber der Anaerobtechnik wieder geweckt, auch weil sich umweltpolitische Rahmenbedingungen zur Verringerung des Einsatzes fossiler Energieträger verschärft haben. Hierin liegt auch die Chance, neben dem Abwasser auch Neben- und Abfallprodukte als Energieträger heranzuziehen, die im Produktionsprozess entstehen, (siehe Parravicini und Svardal, 2010).

Nachteilig bei der Anwendung von Anaerobverfahren sind vor allem die Notwendigkeit einer aeroben Nachreinigung, die aufwendigere Prozessüberwachung und die Empfindlichkeit gegenüber Belastungsschwankungen (Akkumulierung von organischen Säuren), die zu Instabilitäten und zu längerfristigem Zusammenbruch der Reinigungsleistung führen kann. Durch den Anaerobprozess kann ausschließlich organischer Kohlenstoff aus dem Abwasser entfernt werden. Die Entfernung von Stickstoff und Phosphor aus nährstoffhaltigen Abwässern muss in der nachgeschalteten aeroben Nachreinigungsstufe erfolgen.

2 Grundlagen der anaeroben Industrieabwasserreinigung

2.1 Mikrobiologie

Beim Abbau organischer Substanzen unter anaeroben Bedingungen (Abwesenheit von Sauerstoff) handelt es sich um einen Fermentationsprozess, bei dem organische Verbindungen durch fakultative bzw. strikte anaerobe Bakterien zu Kohlendioxid, Methan und Wasser umgesetzt werden. Der Prozess lässt sich in vier Abbauschritte gliedern, die von verschiedenen Bakteriengruppen durchgeführt werden (Abbildung 1).

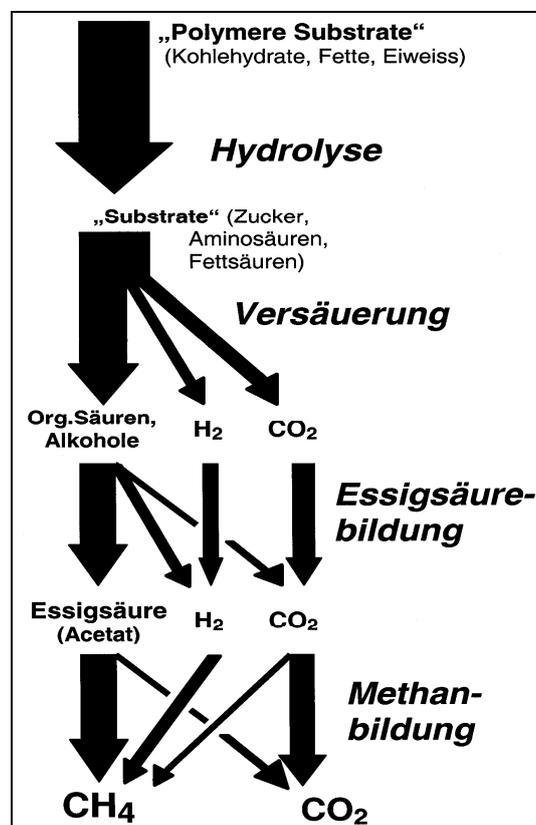
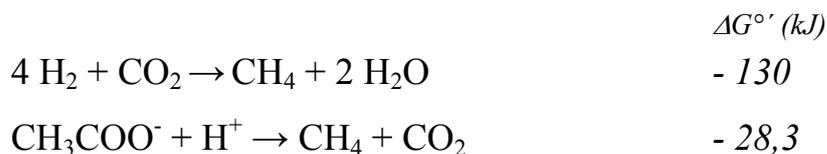


Abbildung 1: Abbau organischer Substanz unter anaeroben Bedingungen

- I. *Hydrolyse:* Bei der Hydrolyse werden die hochmolekularen, ungelösten Stoffe durch extrazelluläre Enzyme in gelöste Bruchstücke transformiert.
- II. *Versäuerung:* Die bei der Hydrolyse entstandenen Monosaccharide, Aminosäuren und Fettsäuren werden von fakultativen Bakterien als Substrat verwendet und in kurz-kettige, organische Säuren und Alkohole, sowie Wasserstoff und Kohlendioxid umgewandelt.

III. *Essigsäurebildung (Acetogenese)*: Die längerkettigen organischen Säuren und Alkohole werden zu Essigsäure umgebaut. Dabei wird auch Wasserstoff (H_2) als Endprodukt gebildet. Die Umwandlung von gebildeten organischen Säuren zu Essigsäure kann nur stattfinden, wenn laufend H_2 aus der Umgebung entfernt wird, also ein konstant niedriger H_2 -Partialdruck ($p_{H_2} < 10^{-4}$ bar) erhalten bleibt. Unter diesen Bedingungen laufen die Abbaureaktionen thermodynamisch selbständig ab. Die acetogenen Bakterien können daher nur in Symbiose mit H_2 -verwertenden Bakterien (z.B. Methanbakterien) leben.

IV. *Methanbildung*: Aus den Endprodukten der vorhergehenden Abbauschritte, hauptsächlich Essigsäure, H_2 und CO_2 , wird Methan produziert. Die Methanbakterien sind strikte Anaerobier. Alle bisher gefundenen Arten können Wasserstoff, und einige wenige, jedoch für die Stabilität des Abbaues entscheidende, Essigsäure als Substrat zur Energiegewinnung nutzen (acetoclastische Methanbakterien). Die Abbauschritte von Wasserstoff bzw. Essigsäure zu Methan sind in den folgenden Reaktionsgleichungen dargestellt:



Wie aus den Standardpotentialen $\Delta G^{\circ'}$ ersichtlich, ist der Energiegewinn beim Abbau der Essigsäure deutlich geringer als bei der Methanbildung aus Wasserstoff und CO_2 . Das hat zur Folge, dass die acetoclastischen Methanbakterien eine deutlich geringere maximale Wachstumsrate haben als die wasserstoffverwertenden Methanbakterien. Nachdem jedoch ca. 70% des produzierten Methans über den Essigsäureabbau gebildet werden (McCarty, 1982), bestimmen die acetoclastischen Methanbakterien in den meisten Fällen die Stabilität und Belastbarkeit des Abbauprozesses. Die hohe Empfindlichkeit dieser Bakteriengruppe gegenüber hohen Substratkonzentrationen verstärkt diesen Effekt.

Der anaerobe Abbau organischer Substanz findet also - anders als bei den meisten aeroben Biozönosen - über mehrere Abbauschritte statt, die von verschiedenen Bakteriengruppen ausgeführt werden. Das Zusammenspiel (Symbiose) aller beteiligten Bakteriengruppen ist von entscheidender Bedeutung für die Prozessstabilität. Für viele Substrate ist die maximale Stoffumsatzrate für

die Prozesse Hydrolyse, Versäuerung und Acetogenese wesentlich höher als die der actoclastischen Methanbildung. Es ist daher sicher zu stellen, dass die gebildeten niederen organischen Säuren simultan von den Methanbakterien weitgehend abgebaut werden können. Die Konzentration und das Spektrum der organischen Säuren vor allem im Ablauf eines Anaerobreaktors sind daher hervorragende Indikatoren für die Beurteilung der Stabilität des Anaerobprozesses, was zur Früherkennung von Störungen sehr wichtig ist. Ein Anstieg der Essigsäure Ablaufkonzentration deutet z.B. auf eine Überlastung der acetoclastischen Methanbakterien hin. Ein Anstieg der Propion- und allenfalls Buttersäure ist ein Indikator für eine Hemmung der acetogenen Bakterien durch zu hohe Wasserstoffpartialdrücke, die in der Folge auch zu einer Hemmung der acetoclastischen Methanbakterien führen kann.

Eine Akkumulierung an organischen Säuren ist zu vermeiden, da diese ab einer bestimmten Konzentration, abhängig von der Art der Säure und dem pH-Wert, hemmend auf die anaeroben Bakterien wirken. Aus diesem Grund sollen einerseits in Anaerobreaktoren durch eine gleichmäßige Beschickung Substratüberlastungen möglichst vermieden werden und andererseits soll das erforderliche Schlammalter auch durch ein effizientes Schlammrückhaltsystem mit ausreichender Sicherheit eingehalten werden. In der Praxis wird in mesophilen Anaerobreaktoren (35-38°C) generell ein Schlammalter (durchschnittliche Verweilzeit der Anaerobbakterien im Reaktor) von mindesten 20 Tagen festgelegt. Somit liegt die Umsatzrate der acetoclastischen Methanbakterien mit ausreichender Sicherheit unter dem maximalen Wert, so dass bei Substratüberlastung bzw. Hemmungen noch genügend Abbaupotential vorhanden ist.

Da der Energiegewinn für Bakterien unter anaeroben Bedingungen niedriger ist (Methan ist ein energiereicher Endprodukt) als unter aerobe Bedingungen (vollständige Mineralisation zu Kohlendioxid und Wasser), ist das Wachstum von Anaerobbakterien und somit auch die Überschussschlammproduktion in Anaerobreaktoren deutlich geringer. Im Durchschnitt werden 5 bis 15% des abgebauten CSB (Chemischer Sauerstoffbedarf) zur Neubildung von anaerober Biomasse genutzt (Böhnke *et al.*, 2005).

Aus dem Schlammverlust über den Ablauf, der spezifischen Überschussschlammproduktion und der erreichbaren Schlammkonzentration im

Reaktor ergibt sich das Schlammalter. Aus dem lässt sich die maximal erzielbare Raumbelastung eines Anaerobreaktors ($\text{kg CSB}/\text{m}^3_{\text{Reaktorvolumen}}/\text{d}$) ableiten.

2.2 Grundlagen der Pelletsbildung

Bei den anaeroben Verfahren spielt aufgrund des relativ langsamen Wachstums der Methanbakterien und des notwendigen hohen Schlammalters der Rückhalt des aktiven Schlammes eine ganz entscheidende Rolle für die Prozessstabilität sowie die erzielbare Raumabbauleistung. Anaerobe Bakterien bilden, anders als aerobe Biozönosen, häufiger nur sehr kleine Flocken, die meist mit hohen Konzentrationen freischwebender Bakterien gekoppelt sind. Diese Schlammflocken können eine zu geringe Sinkgeschwindigkeit aufweisen, wie sie bei Blähschlambildung in Belebungsbecken auftritt, und somit den Schlammrückhalt im Anaerobreaktor erschweren.

Ein Phänomen, das im aeroben Bereich bisher eher selten beobachtet wurde, ist die Fähigkeit anaerober Biozönosen durch mikrobische Aggregation kompakte Flockenstrukturen (Pellets) mit einem Durchmesser von 0,5 bis 5 mm zu bilden, die eine sehr hohe Sinkgeschwindigkeit aufweisen: 20 – 80 m/h (Ross, 1984). Vergleichsweise besitzen aerobe Schlammflocken mit guten Absetzeigenschaften eine Sinkgeschwindigkeit meist > 2 m/h.

Schlamm-Pellets entwickeln sich vorwiegend in aufwärtsdurchströmten Schlammbettreaktoren, die zur Reinigung hoch konzentrierter Industrieabwässer eingesetzt werden (z.B. Zuckerindustrie, Brauereien, Destillation- und Fermentationsprozesse). Diese Reaktoren sind durch eine hohe Raumabbauleistung und Prozessstabilität gekennzeichnet, die sich durch die höhere Konzentration an aktiver, gut zurückhaltbarer Biomasse erzielen lässt (bis zu 50-80 g oTS/l).

Nach Fitzpatrik *et al.* (1989) können anaerobe Mikroorganismen beim Abbau komplexer, industrieller Abwasserverschmutzung mehrere Vorteile aus der Bildung von Pellets gewinnen:

- Die räumliche Nähe unterstützt und intensiviert die erforderliche Symbiose zwischen den verschiedenen Bakterienarten, die in den Pellets angesiedelt sind

- Die Pellets bieten Schutz vor Bakterienfresser (wie z.B. vor anaeroben Ziliaten)
- Durch die Minimierung der Diffusionsdistanz von Fermentationszwischenprodukten, wird die bei den verschiedenen Abbauschritten verfügbare Energie effizienter genutzt
- In der Mikroumwelt der Pellets werden günstige physiologische Bedingungen für das Wachstum der Bakterien geschaffen, unabhängig von äußeren Einflüssen (z.B. extreme pH-Werte, Hemmstoffe).

Obwohl die Entstehungsmechanismen von Pellets in Anaerobreaktoren in den letzten 40 Jahren intensiv erforscht wurde, sind nach wie vor viele Fragen offen geblieben, wie man Pelletsbildung bzw. -erhalt fördern kann:

- Nach Hulshoff *et al.*, (1988) kann ein entsprechender Selektionsdruck (Auswaschung des flockigen, schlecht absetzbaren Schlammes) durch hohe hydraulische Belastung (= hohe Aufstromgeschwindigkeit) im Anaerobreaktor stimuliert werden. Diese Theorie wurde in der Praxis bereits mehrmals bestätigt.
- Eine andere Theorie behauptet, dass das Vorhandensein von inerten, feinen Partikeln (Nuclei) die Entwicklung der Pellets fördert (Lettinga *et al.*, 1980). Dies wurde durch Zugabe von z.B. Zeolit-Partikeln mit einem Durchmesser von 100 μm in der Praxis erprobt. Zum selben Effekt könnten auch die mit dem Abwasser zufließenden Feststoffe führen, die durch Scherkräfte im Reaktor (Gasproduktion, hohe Durchströmungsgeschwindigkeit) zerkleinert werden.
- Da Bakterienzelle eher von negativen Ladungen umgeben sind, würde das Vorliegen von mehrwertigen Kationen wie Ca, Mg und Al die Bildung elektrostatischer „Brücken“ zwischen den negativ geladenen Zellen hervorrufen und somit die ersten Schritte zu Agglomeration einleiten (u.a. Schmidt und Ahring, 1993). Es soll jedoch angemerkt werden, dass eine zu hohe Kalzium-Konzentration $> 500 \text{ mg Ca/l}$ die Pellets-Bildung hingegen verhindern kann (z.B. Yu *et al.*, 2001).

Neben physisch-chemischen Phänomenen können auch biologische Faktoren die Pellets-Bildung fördern:

- Es scheint, dass extrazelluläre polymere Substanzen (EPS) als Biokleber fungieren und eine „Cell to Cell“ Interaktion starten können. Besonders Methanbakterien der Spezies *Methanosarcina* haben die Tendenz, in Stresssituationen (z.B. Substrat-Überlastung) mehr EPS zu produzieren und Agglomerate zu bilden (Chen und Lun, 1993). Dies könnte erklären, warum kurzfristige Erhöhungen der organischen Belastung während der Anfahrphase von Schlammbedreaktoren die Pelletsbildung beschleunigt.
- Das „Spagetti“-Model deutet hingegen auf die fadenförmigen *Methanosaeta* Spezies als Initiatoren der Pellets-Bildung hin. Zu Beginn würden *Methanosaeta* durch Vernetzung mit suspendierten Partikeln 3-dimensionale Netzwerke bilden, die dann von anderen anaeroben Bakterien bewachsen werden (Wiegant, 1988). Darauf aufbauend wird empfohlen, den Betrieb - besonders in der Einfahrphase - so einzustellen, dass die Konzentration an Essigsäure im Schlammbedt möglichst niedrig gehalten wird (< 200 mg/l), damit *Methanosaeta* schneller wachsen können als *Methanosarcina* (Lettinga, 1997). Außerdem ist es allgemein bekannt, dass niedrige Substratkonzentrationen (< 2.000 mg CSB/l) im Einlaufbereich von UASB-Reaktoren eine wesentliche Voraussetzung für die Erhaltung der Schlammpellets darstellt. Diese werden i.d.R. durch Verdünnung des Rohabwassers mit einem Teil des gereinigten Abwassers (interne Wasserrückführung) gewährleistet.
- Die wichtige Rolle von *Methanosaeta* Spezies bei der Bildung von Pellets wurde auch bei Untersuchungen der Pellets-Struktur bekräftigt. Dank mikroskopischer Beobachtungen sowie Messungen mittels FISH-Analysen und Mikroelektroden konnte festgestellt werden, dass anaerobe Pellets eine mehrschichtige Struktur aufweisen, bei der *Methanosaeta* Spezies im inneren Kern angesiedelt sind (u.a. Guiot *et al.*, 1992). Die äußeren Schichten werden hingegen vorwiegend von Acetogene- und Versäuerungs Bakterien in Symbiose mit H₂-verwertenden Methanbakterien bewohnt. Von den essigsäureverwertenden Methanbakterien überwiegt im oberflächennahen Bereich der *Methanosarcina* Typ, der vergleichsweise hohe Konzentrationen an Essigsäure bevorzugt.

Da heute bei der Inbetriebnahme einer Anaerobanlage in der Regel ausreichend Pellet-Schlamm vorhanden ist, liegt der Schwerpunkt der Betriebsstrategie im

Erhalt einer guten Pelletstruktur. Der wichtigste Punkt dabei ist die Aufrechterhaltung des Selektionsdruckes, das heißt Prozessbedingungen zu schaffen, bei denen die Schlamm pellets ein Wachstumsvorteil weiterhin haben. Auf die Vielzahl der empfohlenen Maßnahmen kann in diesem Rahmen nicht näher eingegangen werden und wird daher auf die Fachliteratur verwiesen (z.B. Joo-Hwa Tay *et al.*, 2010).

Nach dem heutigen Stand des Wissens spielt die Zusammensetzung des zu behandelten Industrieabwassers bei der Pelletsbildung eine entscheidende Rolle. Es ist aus der Praxis bekannt, dass die Pelletsbildung vorwiegend bei kohlenhydrathaltigen Abwässern auftritt, dass eine vorhandene Pellets-Struktur bei Änderung der Abwassereigenschaften wieder verloren gehen kann und dass hohe Ammoniumkonzentrationen, zunehmende Leitfähigkeit sowie hohe Gehalte an organischen Schwebstoffen im Abwasser die Pelletsbildung verhindern können (Kroiss, 1985). Starke Kalziumcarbonat-Ausfällungen sowie andere Fällungsreaktionen (Metallsulfide) können auch negative Auswirkungen haben.

2.3 Physikalische Einflussfaktoren auf anaerobe Prozesse

Folgende Einflussfaktoren für eine stabile Methanproduktion von Bedeutung:

2.3.1 Temperatur

Da es sich bei den biologischen Stoffwechselfvorgängen der Mikroorganismen um enzymatische Biokatalysatoren handelt, sind deren Aktivitäten und Reaktionsgeschwindigkeiten von der Temperatur abhängig. Die meisten Methanbakterien haben ein Temperaturoptimum bei 35-45°C (mesophil), einige im Bereich von 60-70°C (thermophil). Je höher die Temperatur, desto schneller laufen die Abbauprozesse und damit auch die Biogasproduktion ab. Dadurch können Einsparungen beim Reaktionsvolumen erzielt werden. Allerdings ist im thermophilen Bereich die Artenvielfalt der Anaerobbakterien stark eingeschränkt und das System störungsanfälliger (z.B. Ausfällungen, Belagsbildung, Korrosion). Auch muss man mit höheren Restgehalten an geruchsintensiven Stoffen (organische Säuren) rechnen.

Die Behandlung von Industrieabwässern bei Temperaturen < 35°C ist aufgrund der größeren, benötigten Reaktorvolumina weniger interessant. Darüber hinaus

steigt bei niedrigeren Temperaturen die Löslichkeit von Methangas an und somit der Verlust dieses klimarelevanten Gases über den Ablaufstrom.

2.3.2 pH-Wert

Es ist bekannt, dass Methanbakterien nur in einem relativ engen pH-Bereich ihre maximale Aktivität aufrecht erhalten können. In der Literatur werden pH-Werte zwischen 6,5 bis 8 für die optimale Prozessführung angegeben. Die pH-Wert-Grenze für die anaerobe Biozönose ist vor allem von bestimmten Inhaltstoffen und Zwischenprodukten des Abbaus abhängig. Bei Abbau von stickstoffhaltigen organischen Verbindungen (z.B. Proteinen) wird Ammoniak (NH_3) freigesetzt. Bei pH-Werten unter 8 bewirkt es als alkalische Verbindung durch die Dissoziation zu Ammonium (NH_4^+) eine Anhebung der Säurekapazität, damit eine Neutralisation des gelösten CO_2 und folglich eine Stabilisierung des Anaerobprozesses.

Essigsäure und Propionsäure wirken vorwiegend in undissoziierter Form toxisch auf Methanbakterien, weil die nicht ionische Form ungehindert durch die Zellmembran diffundieren kann (Schlegel, 1976). Das Gleichgewicht zwischen undissoziierter und dissoziierter Form im Wasser wird mit steigendem pH-Wert in Richtung Dissoziation verschoben und damit der toxische Anteil verringert:



Generell gilt daher, dass der Anaerobprozess bei höheren pH-Werten (>7) stabiler abläuft und Störungen besser verkraftet werden können (Svardal, 2002). Ab $\text{pH} > 8$ tritt Ammonium in undissoziierter Form als Ammoniak auf, welches bei hohen Konzentrationen hemmend bis toxisch auf die Bakterien wirkt:



Die Hemmschwelle liegt im leicht alkalischen Bereich (pH-Wert $\sim 7,3$) bei ca. 2.000 mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$ (= 46 mg $\text{NH}_3\text{-N/l}$, bei 36°C) (Kroiss, 1985). Eine langfristige Adaptation der Mikroorganismen an höheren NH_3 -Konzentrationen ist grundsätzlich möglich.

2.3.3 Durchmischung

Eine gute Mischung zwischen Abwasser und Bakterien ist eine wesentliche Voraussetzung dafür, dass es weder zu Kurzschlüssen noch zu Totzonen im Anaerobreaktor kommt. Durch die Durchmischung kann auch gewährleistet werden, dass ein hoher Konzentrationsgradient um die Schlammflocken bzw. -Pellets und somit eine hohe Grenzflächenaustauschrate aufrechterhalten wird. Die bei der Mischung auftretenden Scherkräfte sollen jedoch klein sein, weil sonst die Biozönose (vor allem zwischen acetogenen und Methanbakterien) gestört wird. Scherkräfte können auch den Durchmesser von Schlammflocken bzw. -Pellets reduzieren und somit der Schlammrückhalt negativ beeinflussen.

Bei der Charakterisierung der Mischungsverhältnisse muss man bei den anaeroben Abwasserreinigungsverfahren zwischen der flüssigen Phase und den Feststoffen unterscheiden. Bei Schlammbedreaktoren mit sehr gut absetzbarer Schlamm bzw. Schlammpellets kann eine fast vollständige Durchmischung in der flüssigen Phase auftreten, ohne dass die Feststoffe gleichmäßig im Reaktorvolumen verteilt sind, wie dies bei diesem Verfahren erwünscht ist.

In Anaerobreaktoren liefert allein die Gasentwicklung eine erhebliche Mischungsenergie: 1 m³ Biogas üblicher Zusammensetzung, der in 1 m Tiefe unter dem Wasserspiegel eingebracht oder durch Bakterien erzeugt wird, liefert eine Netto-Mischungsenergie von ca. 2,8 Wh. Weiters ist vor allem in Schlammbedreaktoren eine gute Einmischung des Abwassers am Boden des Reaktors erforderlich, wo der Dichteunterschied zwischen Bodenschlamm (bis zu 80 g TS/l) und Abwasser besonders hoch ist. Besonders beim Einfahren des Reaktors, wenn das Gas das Schlammbed noch nicht anhebt und durchmischt, kann der Einsatz mechanischer Energie (Mischer bzw. Umwälzung) von Vorteil sein.

Fällungsreaktionen, insbesondere starke Kalziumcarbonat-Ausfällungen aber auch Metallsulfide, können die Schlammflocken erheblich erschweren, was sich nur bis zu einem bestimmten Grad positiv auf dem Prozess auswirkt. In nicht ausreichend durchmischten Reaktoren bzw. Schlammbetten besteht die Gefahr, dass die Mischung zwischen Bakterien und Abwasser durch die Bildung von Kalkablagerungen am Boden des Reaktors stark behindert wird (Kroiss, 1985).

Totzonen bzw. Kurzschlüsse in Randzonen des Reaktors lassen sich durch Temperaturmessungen an den Reaktorwänden nachweisen. Zonen, die von warmem, zufließendem Abwasser nicht durchströmt werden, sind kühler.

2.4 Abwasserspezifische Einflussfaktoren auf den Anaerobprozess

Die Anaerobtechnik kann grundsätzlich zur Reinigung aller mittel- bis hochkonzentrierten Industrieabwässer mit organischen Inhaltsstoffen eingesetzt werden. In der Folge werden ausgewählte, abwasserspezifische Einflussfaktoren erläutert, die bei der Bemessung sowie bei der Auswahl der Reaktortypologie zu berücksichtigen sind.

2.4.1 CSB

Der CSB (Chemische Sauerstoff Bedarf) stellt den vielleicht wichtigsten Parameter zur Beurteilung der organischen Verschmutzung bei Industrieabwässern dar. Er gibt Auskunft über den Energiegehalt der organischen Inhaltsstoffe im Abwasser und ermöglicht somit - gemeinsam mit Informationen über die Abbauarbeit der im Abwasser vorliegenden, organischen Verbindungen - eine erste, grobe Abschätzung der erzielbaren Methanproduktion. Theoretisch werden unter Normbedingungen (0°C und 1,013 bar) 0,35 Liter Methan pro abgebauten g CSB produziert. Wird jedoch berücksichtigt, dass in einem einstufigen Anaerobverfahren 5 bis 15% der abgebauten CSB-Fracht für den Aufbau neuer Biomasse gebraucht wird, reduziert sich die Methanproduktion auf 0,32 bis 0,30 NI CH₄/ g CSB_{abgebaut}.

Nicht nur die Art der abbaubaren Verschmutzung, sondern auch die CSB-Konzentration spielt eine wesentliche Rolle bei der Verfahrensauswahl und bei der Bemessung anaerober Reaktoren. Mit sinkenden CSB-Konzentration (z.B. < 2.000 mg O₂/l) gewinnen folgende Probleme an Bedeutung:

- Der Schlammrückhalt wird umso wichtiger je geringer die CSB-Konzentration ist. Weil vergleichsweise weniger neuer Schlamm pro m³ behandeltem Abwasser entsteht, gewinnt die Feststoffkonzentration im Ablauf an Bedeutung für den Biomasseverlust und damit für die Einhaltung des erforderlichen Schlammalters.

- Mit abnehmender Konzentration der Abwässer steigt der Energieaufwand für eine allfällig erforderliche Temperaturanhebung und auch für die erforderliche Pumpenergie. Über eine Energiebilanz der Anaerobanlage (Energie aus Biogas versus Energieaufwand im Betrieb) kann die energetische Effizienz abgeschätzt werden.
- Die Methanverluste durch gelöstes Gas im Ablauf, welches die Flüssigkeit verlässt sobald sie an die Luft kommt, werden bei niedrigen CSB-Konzentrationen prozentuell höher. Die Löslichkeit von Methan bei 35°C, 1,013 bar und 100% Partialdruck im Gas ist 26 ml/l bzw. 74 mg CSB/l. Multipliziert man den angegebenen CSB-Wert mit dem CH₄-Partialdruck im Reaktor, so erhält man den CSB des gelösten Gases im Ablauf: z.B. bei 70% CH₄-Gehalt ergibt sich eine Ablaufkonzentration von ~52 mg CSB/l. Werden bei einem Abwasser 5.000 mg CSB/l zu CH₄ umgesetzt, entspricht die CH₄-Ablaufkonzentration 1% der CH₄-Produktion, bei einem Abwasser mit nur 500 mg CSB/l (z.B. kommunales Abwasser) bereits 10%. Es soll angemerkt werden, dass der positive Klimaeffekt durch die Substitution von Erdgas mit dem produzierten Biogas bei einem spezifischen Methanverlust im Ablauf von 11,5% zunichte gemacht wird (Emissionskoeffizient von Erdgas = 0,198 kgCO₂/kWh). Das tritt unter den angegebenen Prozessbedingungen bei einer in CH₄ umgesetzten CSB-Konzentration im Rohabwasser von ~450 mg CSB/l ein.

Mit steigender CSB-Konzentration (z.B. > 5.000 mg/l) nimmt die Gefahr toxischer Konzentrationen (auch durch die im Prozess gebildeten organischen Säuren) markant zu. Auch dem Auftreten von Fällungsreaktionen sowie Geruchsprobleme muss ein höhere Aufmerksamkeit gewidmet werden.

2.4.2 Feststoffgehalt

Der Feststoffgehalt des Abwassers hat eine wesentliche Auswirkung auf die Reaktorwahl sowie auf die Überschussschlammproduktion. Bei vielen Reaktortypen sind hohe Feststoffkonzentrationen problematisch, weil sich anorganische sowie langsam abbaubare organische Feststoffe aufgrund des hohen, eingestellten Schlammalters im System anreichern und die aktive Biomasse verdrängen. Bei Festbettreaktoren steigt die Verstopfungsgefahr mit dem Feststoffgehalt des Rohabwassers erheblich.

2.4.3 Fette und Öle

Erhöhte Gehalte an lipophilen Stoffen sind in Anaerobreaktoren nachteilig, weil eine Umhüllung der Biomasse durch Fette das spezifische Gewicht der Schlammflocken bzw. -pellets drastisch reduzieren kann. Es ist daher für eine weitgehende Abscheidung von Fetten und Ölen aus dem Abwasser vor der anaeroben Reinigung zu Sorgen.

2.4.4 Kalzium (Ca^{2+})

Kalziumverbindungen werden in vielen Industriebetrieben z.B. als Neutralisationsmittel (Kalziumhydroxid) im Prozess eingesetzt und sind daher auch im Abwasser enthalten. Die Löslichkeit von Kalziumcarbonat (CaCO_3), wie es im Anaerobreaktor mit Hilfe des produzierten CO_2 gebildet wird, ist sehr gering. Das bedeutet, dass ein Großteil des Kalziums im Rohabwasser irgendwo in der Anlage ausfällt (Reaktor, Rohrleitungen, aerobe Nachreinigung, etc.). Das führt (ebenfalls wie bei Punkt 2.4.2) zur Anreicherung von inertem Material im Reaktor mit konsequenter Verkürzung des Schlammalters und Reduktion der Stabilität des Prozesses. In Festbettreaktoren sind Ausfällungen aufgrund der Verstopfungsgefahr besonders problematisch.

Für eine ausführlichere Behandlung des Themas „Karbonatfällung“ sowie „pH-Wert“ und „Neutralisation“ bei Anaerobprozessen wird auf die vorhandene Fachliteratur verwiesen (Svardal, 1991).

2.4.5 Stickstoff, Phosphor und Spurenelemente

Die am Abbau organischer Substanz beteiligten Bakterien benötigen für den Stoffwechsel und zur Vermehrung Nährstoffe (Stickstoff und Phosphor) und Spurenelemente. Ihre Wachstumsgeschwindigkeit und Stoffwechselaktivität hängt somit von der Verfügbarkeit dieser Stoffe ab. Wegen des geringen Wachstums der anaeroben Bakterien ist allerdings der Bedarf an Nährstoffen und Spurenelementen geringer als bei aeroben Abbauvorgängen.

Der Bedarf der verschiedenen anaeroben Mikroorganismen richtet sich nach dem Ertragskoeffizienten und dem Schlammalter im System. Bezogen auf den abbaubaren CSB liegt ein durchschnittlicher Mindestbedarf von $\text{CSB:N:P} = 1000:5:1$ vor (Böhnke *et al.*, 2005). Bei überwiegend kohlenhydrathaltigen Substraten kann der Nährstoffbedarf bis um den Faktor 3 höher liegen. Mit

steigender Notwendigkeit der Hydrolyse und Versäuerung der Abwasserinhaltsstoffen, kann der Nährstoffbedarf deutlich ansteigen, da die Versäuerungsbakterien einen höheren Bedarf an N und P aufweisen (350:5:1). Während der Einfahrphase eines Anaerobreaktors ist der Nährstoffbedarf aufgrund der hohen Wachstumsrate größer als im stabilen Betrieb bei hoher Reinigungsleistung (Henze & Harremoes, 1983). Bei hohem Schlammalter ist der Nettobedarf aufgrund des verhältnismäßig intensiveren Absterbens der Bakterien geringer.

Industrieabwässer sind oft arm an Stickstoff und Phosphor. Liegt jedoch im Rohabwasser Stickstoff im Überschuss vor (z.B. bei stark eiweißhaltigen Abwässern) kann es hingegen zu Problemen bei der Einhaltung der Grenzwerte für $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$ und Ges.-N im Gesamtablauf nach aerober Nachreinigung kommen. Der Betrieb der Nitrifikation wird durch die höhere Ammoniumkonzentration und Temperatur erschwert (Nitritakkumulierung); die Stickstoffentfernung über Denitrifikation ist i.d.R. CSB limitiert. Eine gemeinsame aerobe Nachreinigung mit z.B. häuslichen Abwässern wäre in diesem Fall von Vorteil.

Darüber hinaus wird auf die Gefahr der MAP-Fällung bei der anaeroben Behandlung von nährstoffreichen Abwässern aufmerksam gemacht. Magnesiumammoniumphosphat kann feste Ablagerungen z.B. in Rohrleitungen bilden, die als Störursache besonders gefürchtet sind.

Als essentielle Spurenelemente für methanbildende Mischbiozönosen sind vor allem Nickel, Kobalt, Molybdän, Eisen, Selen und Wolfram nachgewiesen worden. Der Spurenelementebedarf der hydrolytischen, acidogenen und acetogenen Bakterien umfasst das gleiche Spektrum, wobei einzelne Gattungen acetogener Bakterien darüber hinaus Zink, Kupfer und Mangan benötigen (Kunst, 2005).

In kommunalen Faulschlammern sind Nährstoffe und Spurenelemente in einem ausgewogenen Verhältnis enthalten. Industrieabwässer können hingegen Mängel aufweisen, welche durch die Zudosierung der limitierenden Elemente behoben werden können. Wie aus Tabelle 1 ersichtlich, unterliegen die Angaben über die für die Anaerobbakterien günstigsten Konzentrationen an gelösten Spurenelementen starken Schwankungsbereichen, so dass es schwierig ist, vorauszusagen, ob diese in ausreichender Menge im Substrat vorliegen.

Tabelle 1: Günstige Konzentration an gelösten Spurenelementen in Anaerobreaktoren (Mudrack & Kunst 2003)

Spurenelement	Konzentrationsbereich (mg/l)
Kobalt (Co)	0,003-0,06
Nickel (Ni)	0,005-0,5
Eisen (Fe)	1-10
Molybdän (Mo)	0,005-0,05

2.5 Hemmung und Toxizität

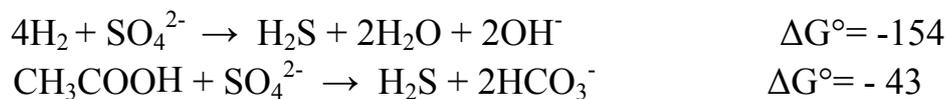
Toxizitätsprobleme bzw. Hemmungen können in Anaerobreaktoren durch Abwasserinhaltsstoffe verursacht sein, die nicht oder kaum am relevanten Stoffwechsel beteiligt sind. Anders als bei aeroben Verfahren, können sie aber auch durch Zwischen- bzw. Endabbauprodukte des Abbaues hervorgerufen werden (Substrathemmung). Als Beispiel kann die Hemmwirkung von **organischen Säuren** sowie von **Ammoniak** genannt werden, die in Kapitel 2.3.2 bereits angesprochen wurde. Detailliertere Informationen zu diesem Thema können in Kroiss (1985) und Svardal (1991) entnommen werden.

Die Hemmwirkung verursacht in den meisten Fällen eine Verringerung der maximalen Wachstumsgeschwindigkeit der Bakterien (nicht-kompetitive Hemmung) und damit auch der maximal möglichen Umsatzrate (Abbaugeschwindigkeit). Aus diesem Grund können Hemmungen zu einem markanten Rückgang der Reinigungsleistung führen, wenn die prozesssteuernden Bakterien (meist acetogene oder methanogene Bakterien) bereits nahe der maximalen Umsatzrate arbeiten (Böhnke *et al.*, 2005). Solange das Schlammalter im System deutlich über den Kehrwert der maximalen Wachstumsrate liegt (hoher Wirkungsgrad des Abbaues), können trotz Hemmung sehr gute Abbauleistungen erreicht werden. Eine Hemmung der maßgebenden Bakterien kann also durch Erhöhung des Schlammalters teilweise kompensiert werden. .

In der Folge wird näher auf die negative Wirkung ausgewählter, toxischer Verbindungen wie Schwefelwasserstoff und Schwermetallen eingegangen.

2.5.1 Schwefelwasserstoff (H₂S)

Sulfatreiches Abwasser fällt bei zahlreichen Industrieprozessen an, in denen Schwefelsäure, reduzierte Schwefelverbindungen (z.B. Sulfid, Sulfit) oder sulfathaltige Rohstoffe verwendet bzw. verarbeitet werden (Fermentations- und Aufschlussprozesse, Lebensmittelverarbeitung, etc.). Das Vorliegen von Sulfat im Abwasser in hoher Konzentration kann die Anwendung anaerober, biologischer Reinigungsprozesse deutlich erschweren. Im anaeroben Milieu wird Sulfat durch sulfatreduzierende Bakterien (SRB) bei der Umsetzung von Kohlenstoffverbindungen bzw. Wasserstoff zu Schwefelwasserstoff reduziert.



ΔG° : Freie Enthalpie in kJ/mol bei 25°C, 1 atm und pH-Wert 7

Daraus resultieren die Toxizität des produzierten Schwefelwasserstoffs sowie die Konkurrenz zwischen SRB und Methanbakterien (MB) um das vorhandene Substrat, die zu einer nennenswerten Verringerung der Methanproduktion führen können. H₂S ist im Wasser sehr gut löslich und verteilt sich im Anaerobreaktor nach dem Henry-Dalton'schen Gesetz über die gasförmige und die flüssige Phase:

$$\text{H}_2\text{S}_{\text{Wasser}} = K_{\text{H}} \cdot \text{H}_2\text{S}_{\text{Gas}}$$

H₂S_{Wasser} H₂S-Konzentration in der flüssigen Phase (mol/m³)

H₂S_{Gas} H₂S-Partialdruck in der Gasphase (bar)

K_H Henry-Konstante, abhängig von der Temperatur (mol/m³.bar)

Auch hier - ähnlich wie bei der von organischen Säuren hervorgerufenen Hemmung - wirkt hauptsächlich die gelöste, nicht ionisierte Form von H₂S hemmend auf die anaerobe Biozönose. Daraus ergibt sich, dass die Hemmwirkung von Schwefelwasserstoff proportional dem H₂S-Partialdruck (H₂S-Gehalt des Biogases) im Anaerobreaktor ist. H₂S verhält sich im Wasser wie eine schwache Säure und liegt in Abhängigkeit vom pH-Wert teils in undissoziierter, hemmender Form (H₂S_{undiss}) und teils als Sulfid-Ion (HS⁻, S²⁻) vor:



Da bei der ersten Dissoziation der pK_1 -Wert bei 35°C ca. 7 beträgt, ist Schwefelwasserstoff bei neutralen pH-Werten – und daher im optimalen pH-Wert-Bereich für anaerobe Bakterien – zu ca. 50% als undissoziiertes H_2S und ca. 50% als Sulfid-Ion HS^- vorhanden. Außerdem bewirken geringe Schwankungen des pH-Wertes zwischen 6 und 8 eine erhebliche Änderung der Konzentration an undissoziiertem H_2S und folglich der dadurch verursachten Hemmung. Die Konzentration an Sulfidionen S^{2-} wird erst bei pH-Werten über 10 relevant.

Das Verhältnis zwischen dem reduzierbaren Schwefel (S_0) und dem abbaubaren CSB (S_0/CSB_0) im Rohabwasser ist eine gebräuchliche Kenngröße für die im Anaerobreaktor zu erwartende H_2S -Konzentration, da dadurch das Verhältnis von produziertem Methan und produziertem H_2S gegeben ist. Nach Rinzema & Lettinga (1988) kann in der Regel in methanogenen UASB-Reaktoren die Reinigung sulfatreicher Abwässer, die ein Verhältnis S_0/CSB_0 unter 0,1 aufweisen, ohne entsprechende Maßnahmen zur Vermeidung der H_2S -Hemmung vorgenommen werden. Für diese Abwässer ist zu erwarten, dass die dabei entstehende H_2S -Konzentration durch den Verdünnungseffekt von gebildetem Biogas unter $150 \text{ mg } \text{H}_2\text{S}_{\text{undiss.}}/\text{l}$ bleiben wird (Partialdruck $< 5 \%$, bei 38°C). Diese Konzentration wird oft als der oberste Grenzwert für eine stabile Methanogenese bei adaptierten anaeroben Schlamm pellets angesehen (Speece, 1983). Nicht pelletsbildender Anaerobschlamm reagiert gegenüber der H_2S -Konzentration empfindlicher, so dass bereits ab S_0/CSB_0 -Verhältnisse $> 0,07$ (Partialdruck $> \sim 4\%$) der Abbauprozess wesentlich beeinträchtigt wird (Kroiss & Plahl-Wabnegg, 1983).

Außerdem soll angemerkt werden, dass bei konstantem pH-Wert und konstantem S_0/CSB_0 -Verhältnis auch die Absolutkonzentration des abgebauten CSB eine wesentliche Rolle auf die Aufteilung der H_2S -Formen ausüben kann. Dies ist auf die Tatsache zurück zu führen, dass mit steigender Abwasserkonzentration der Anteil an gasförmigem H_2S relativ gesehen, aufgrund seiner höheren Wasserlöslichkeit stärker zunimmt als jene von CH_4 . Somit steigt das Verhältnis zwischen H_2S und CH_4 im Gas trotz gleichbleibenden S_0/CSB_0 -Verhältnisses. Abbildung 2 ist zu entnehmen, dass der Einfluss der Abwasserkonzentration umso größer ist, je höher das S_0/CSB_0 -Verhältnis ist. Bei S_0/CSB_0 -Werten über 0,05 ist diese besonders ausgeprägt.

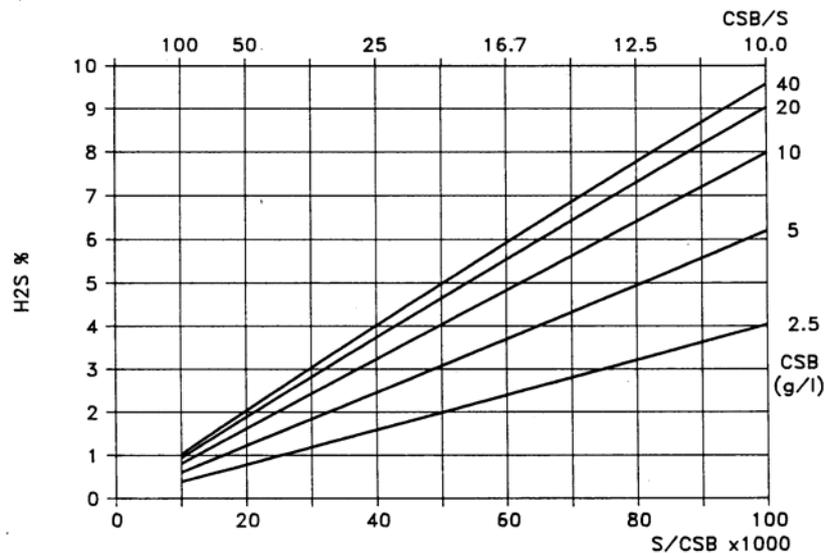


Abbildung 2: H₂S-Gehalt des Biogases in Abhängigkeit vom S₀/CSB₀-Verhältnis für unterschiedliche Konzentrationen an abbaubarem CSB und pH-Wert = 7 (Svardal, 1991).

Bei der anaeroben Reinigung sulfatreicher Abwässer konkurrieren SRB mit MB um das vorliegende Substrat. Beide Bakteriengruppen können z.B. Wasserstoff und Acetat verwerten, die die Hauptzwischenprodukte des anaeroben Abbaus organischer Substanz darstellen. SRB sind im Konkurrenzkampf mit MB sowohl thermodynamisch als auch kinetisch bevorzugt. Es ist daher zu erwarten, dass langfristig das gesamte Sulfat (solange CSB im Überschuss vorhanden ist) weitgehend zu H₂S reduziert wird. Faktoren wie Substratart, S₀/CSB₀-Verhältnis im Rohabwasser, Impfschlamm, Hemmungen (H₂S, org. Säure), pH-Wert, Temperatur, Dauer, etc. können jedoch, besonders in der Anfahrphase, einen großen Einfluss auf das Ergebnis der Substratkonkurrenz haben und die Dominanz von SRB im Konkurrenzkampf verzögern.

Der H₂S-Gehalt im Anaerobreaktor ist nicht nur wegen der Hemmung auf die anaeroben Bakterien sondern auch für die weitere Verwertung des produzierten Biogases von Bedeutung (u.a. Korrosionsprobleme, Bildung von Stickstoffoxiden bei Verbrennungsprozessen). Besonders das Korrosionspotential von H₂S darf nicht unterschätzt werden: Überall dort wo das Biogas Feuchte verliert (z.B. Temperatursenkung) und sich ein wässrigerer Film an den Behälterinnenwänden, Biogasleitungen etc. bildet, wird H₂S in Anwesenheit von Sauerstoff zu Schwefelsäure oxidiert. Eine sauerstofffreie Atmosphäre lässt sich in Anaerobreaktoren besonders bei Vorliegen von Wassersperren kaum vermeiden.

Da H_2S im Wasser sehr gut löslich ist, kann sowohl in der Gasphase als auch in der flüssigen Phase entfernt werden. Zu diesem Zweck kommen in der Praxis verschiedene Verfahren zur Anwendung. Bei geringer H_2S Konzentration im Gas ($< 0,5\%$ Vol.) kann zur Entschwefelung des Gases Raseneisenerz noch wirtschaftlich eingesetzt werden. Bei großen H_2S -Frachten (mehrere Tonnen S pro Tag) finden meistens der Claus-Prozess (Oxidation in Gasphase zu Elementarschwefel) oder die Faulgaswäsche mit Natronlauge Anwendung. Eine neuere Entwicklung für mittelgroße H_2S -Frachten stellt die biologische Oxidation von Sulfid zum Schwefel (Oxidation in flüssiger Phase) dar. Auf diesem Prozess wird im Kapitel 4 näher eingegangen.

2.5.2 Schwermetalle

Schwermetalle sind in niedrigen Konzentrationen für das Wachstum von Mikroorganismen notwendig (Kapitel 2.4.5). In höheren Konzentrationen üben sie allerdings eine ausgeprägte Hemmung auf die Aktivität der Anaerobakterien aus. Angaben in der Literatur über schädliche Konzentrationen verschiedener Metalle auf den Anaerobprozess sind sehr unterschiedlich. In Böhnke *et al.* (2005) sind die Angaben verschiedener Autoren zusammengefasst.

Bei der anaeroben Abwasserreinigung werden sie bei Vorliegen von Sulfid weitgehend im Schlamm als Sulfide zurückgehalten:



Die Sulfide fast aller Schwermetalle weisen nur eine sehr geringe Löslichkeit auf. Durch die Sulfidfällung ist es also möglich, die Konzentration von Schwermetallen unter der Toxizitätsgrenze zu halten. Eine Ausnahme bildet Chrom, von dem kein schwerlösliches Sulfid existiert.

Die Sulfidfällung kann grundsätzlich für eine gezielte Entfernung von Schwermetallen aus dem Abwasser eingesetzt werden. Das biologisch produzierte Sulfid (siehe Kapitel 2.5.1) kann dabei als Fällungsreagens verwendet werden. Versuche zur Entfernung von Zink aus dem Abwasser der Viskoseproduktion wurden bereits mit gutem Erfolg durchgeführt (Kroiss *et al.*, 1985). Über die erste großtechnische Anwendung dieses Verfahrens in Österreich wird in Kapitel 4 berichtet.

2.5.3 Nitrit und Nitrat

Nitrit und Nitrat im Abwasser führen zu einer Anhebung des Redoxpotentials, das auf die Methanbakterien hemmend wirken kann. Nitrat kann im Rohabwasser vor allem dann auftreten, wenn im Industriebetrieb Salpetersäure oder deren Salze eingesetzt werden. Durch eine gezielte Denitrifikation kann man Nitrit und Nitrat unter die toxische Schwelle reduzieren (Bode, 1985). Zu beachten ist, dass für die Denitrifikation CSB erforderlich ist, der für die Methanproduktion nicht mehr zur Verfügung steht.

2.5.4 Sonstige toxische Verbindungen

Bei fast allen Industriebetrieben werden Chemikalien oder Rohstoffe eingesetzt, die für anaerobe Bakterien in Abhängigkeit der Konzentration hemmend bis toxisch wirken können. Darunter können beispielweise chlorierte Wasserkohlenwasserstoffe (z.B. Benzole), Cyanide, Desinfektionsmittel (Chlor- und Phenolverbindungen), Oxidationsmittel wie Wasserstoffperoxid und Benzolderivate, aromatische Verbindungen mit Nitro-Gruppe wie Nitrobenzole und Nitrophenole, zahlreiche Alkane und Alkene sowie Biozide (Kühlkreisläufe) erwähnt werden. Eine umfassende Zusammenstellung aller entsprechenden Untersuchungen ist in den Arbeiten von Henze und Harremoes (1983) und von Speece (1996) enthalten.

Durch neuere Entwicklungen in der Reaktortechnologie - wie z.B. EGSB Pellets-Reaktoren – soll es jedoch möglich werden, auch organische Verbindungen zu entfernen, die erst bei sehr niedrigen Konzentrationen ihre toxische Wirkung auf die anaeroben Bakterien verlieren. Diese Reaktoren können dank der guten Absetzeigenschaften vom Pellettschlamm mit einer sehr hohen internen Rezirkulierung betrieben werden, die eine starke Verdünnung der toxischen Verbindungen im Rohabwasser ermöglicht.

In der Fachliteratur wird berichtet, dass mit diesen Technologien Abwässer aus der Chemie- und Pharmaindustrie sowie aus der PET-Herstellung erfolgreich gereinigt werden können (Tay *et al.*, 2010). Ähnliche Erfahrungen wurden auch mit Abwässern gemacht, die Phenole bzw. chlorierte Phenole enthalten (Droste *et al.*, 1998). Die meisten Erfahrungen liegen aber vorerst nur im Labormaßstab vor.

Häufig wird dank gründlicher Voruntersuchungen während der Planung einer großtechnischen Anlage möglich, das Risiko von Betriebsproblemen erheblich zu verringern und damit hohe finanzielle Risiken und Kosten zu vermeiden.

3 Entwicklungen der Verfahrenstechnik und Reaktordesign

Die Entwicklung der Anaerobreaktoren zur Reinigung von hochkonzentrierten, Industrieabwässern hat in den letzten 30 Jahren das Ziel angestrebt, die Konkurrenzfähigkeit von anaeroben Technologien am Markt zu steigern. Das Anlagendesign fokussierte auf kompakte Lösungen, um die Investitionskosten und auch den Platzbedarf möglichst zu reduzieren. Durch die Sammlung langjähriger Betriebserfahrung bei den in den 80er Jahren errichteten Anlagen konnte durch die Behebung mancher technologischer Schwachstellen die Betriebssicherheit und somit auch das Vertrauen in den Anaerobprozess gesteigert werden. Darüber hinaus konnte durch eine bewusstere Materialauswahl die Lebensdauer der Anlagen erhöht werden. Die modulare Bauweise soll die Integration der Anlage in die am Industriegelände bestehenden, örtlichen Rahmenbedingungen vereinfachen. Entwicklungen wurden auch im Bereich der Prozessüberwachung erreicht, die günstige Bedingungen für einen stabilen Prozess und somit eine optimierte Biogasproduktion gewährleisten. Nur unter dieser Bedingung kann eine effiziente, energetische Nutzung der Abwasserinhaltsstoffe über die Biogasproduktion im Industriebetrieb erzielt werden.

Der springende Punkt für die erfolgreiche Applikation anaerober Technologien ist die Entkoppelung zwischen der hydraulischen Verweilzeit des zu behandelnden Abwassers im Reaktor und jener des Anaerobschlammes (Schlammalter). Zum einen soll im System ein hohes Schlammalter gewährleistet werden, um die Stabilität des Prozesses gegenüber Substratüberlastungen sowie Hemmungen zu verbessern. Zum anderen soll der Aufenthalt des Abwassers im Reaktor so niedrig wie möglich sein, um den Platzbedarf der Anlage zu reduzieren. Raumabbauleistungen von bis über 20 kg COD/m³/d lassen sich nur dann erzielen, wenn eine hohe Konzentration an aktiver Biomasse im Reaktor angereichert werden kann. Daraus ergibt sich bei industriellen Hochlast-Anaerobreaktoren der Bedarf, Schlammrückhaltsysteme mit einem immer höheren Wirkungsgrad zu entwickeln. Da Anaerobbakterien

vergleichsweise langsamer wachsen als aerobe, gewinnt die Schlammrückhalteproblematik in Anaerobreaktoren noch mehr an Bedeutung.

Als Kriterium für die Gliederung anaerober Verfahren wird meist die Art der Biomasseanreicherung herangezogen. Grundsätzlich kann man zwischen drei Varianten unterscheiden (Abbildung 3): 1) **Abtrennung des Anaerobschlammes in einer externen Einheit** mit Rückführung in den Anaerobreaktor, 2) **Aggregation** der Schlammflocken in schwereren Pellets, die leichter im Reaktor zurückgehalten werden können und 3) **Biofilmverfahren** mit fixen bzw. frei schwebenden Aufwuchsflächen. Anaerobsysteme ohne Biomasseanreicherung (Hydraulische Verweilzeit = Schlammalter) werden zur Reinigung von Industrieabwässern auf Grund des hohen Volumenbedarfes und Investitionskosten kaum eingesetzt. Diese Technologien finden eher sinnvolle Anwendung in der anaeroben Behandlung stark feststoffreicher, industrieller Substrate (Pulpen, Schlempen, etc.) bzw. (Faul-) Schlämme, wo eine Trennung von Mikroorganismen und Substrat kaum möglich ist.

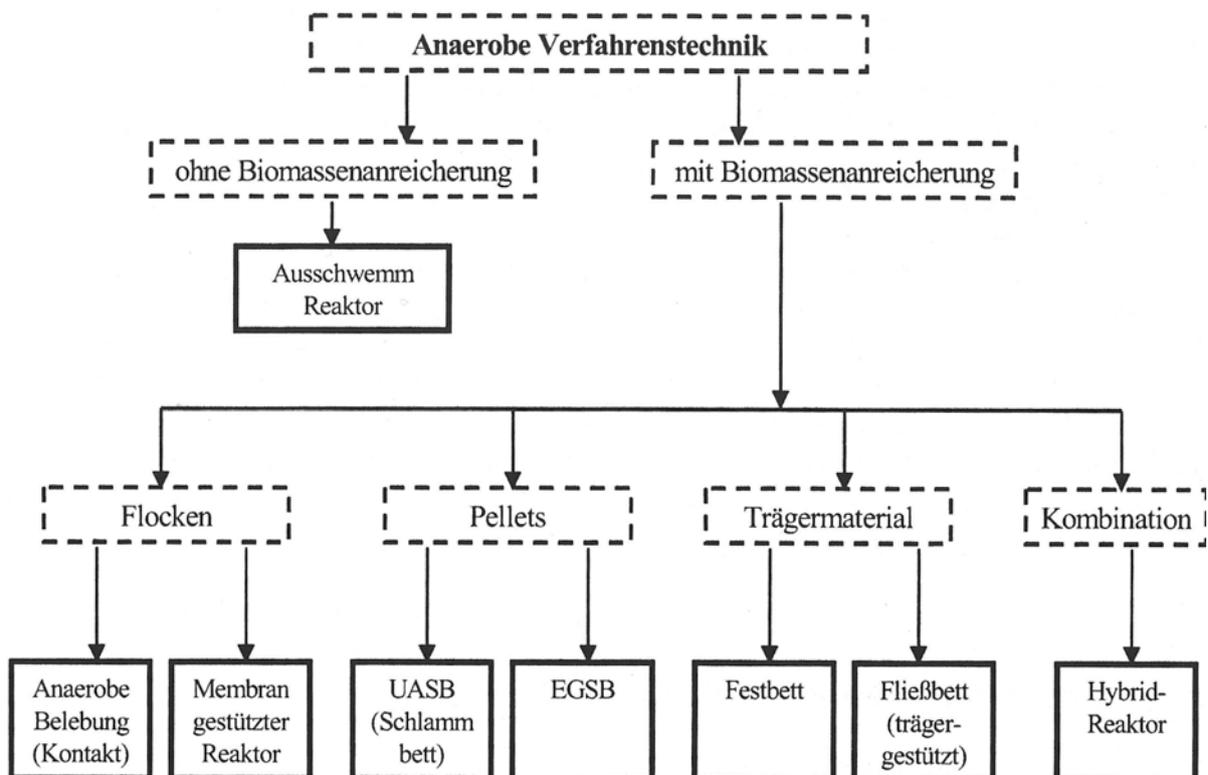


Abbildung 3: Gliederung anaerober Verfahren (Meyer, 2004).

Darüber hinaus kann ein Anaerobreaktor sowohl als **volldurchmisches Verfahren (CSTR)** als auch als **Schlammbettreaktor (UASB)** ausgeführt

werden. Auf die verschiedenen, technologischen Varianten wird in den nächsten Kapiteln näher eingegangen.

Grundsätzlich soll bei der Auswahl der Reaktortypologie vor allem auf die Zusammensetzung des Abwassers und im Besonderen auf dessen Gehalt an Feststoffen geachtet werden. Dasselbe gilt für die Beurteilung, bei welchen Anwendungen Schlamm-Pellets den geeigneten Impfschlamm darstellt.

Der Anaerobprozess kann außerdem **einstufig** bzw. **zweistufig** ausgeführt werden. In einer einstufigen Verfahrenskonfiguration laufen die Abbauprozesse in einem einzelnen Reaktor ab. Da allerdings Versäuerungs- und Methanbakterien unterschiedliche Ansprüche an optimalen Lebensbedingungen haben, kann es in manchen Fällen von Vorteil sein, die Hydrolyse bzw. Versäuerung und die methanogene Phase räumlich zu trennen, um einen effizienteren anaeroben Abbau und einen stabilen Betriebszustand zu erzielen. In einer zweistufigen Prozesskonfiguration findet die Methanbildung vorwiegend in einem nachgeschalteten Reaktor statt. Durch die räumliche Trennung der Abbauphasen Hydrolyse/Versäuerung (erste Stufe) und Methanogenese (zweite Stufe) ist es möglich, günstige Prozessbedingungen für die unterschiedlichen Bakteriengruppen gezielt einzustellen. Erfahrungen aus der Praxis haben allerdings gezeigt, dass eine vollständige Trennung der Abbauphasen weder möglich noch sinnvoll ist, und dass die Hydrolyse/Versäuerungs-Vorgänge auch im Methanreaktor weiter ablaufen. Außerdem können gewisse Versäuerungsreaktionen nur vollständig ablaufen, wenn H_2 z.B. durch H_2 -verwertende Methanbakterien verbraucht wird.

Darüber hinaus können bei einem zweistufigen Prozess instabile Prozessbedingungen in der Vorversäuerungsstufe zu einer ausgeprägten Beeinträchtigung der Methanbildung im nachgeschalteten Methanreaktor führen (Brooks, 2010). Die verstärkte Versäuerung der Abwasserinhaltsstoffe im Methanreaktor führt aufgrund der eingeschränkten Versäuerungskapazität dieser Stufe zur Akkumulierung von organischen Säuren (Substrathemmung).

Eine getrennte Versäuerungsstufe kann in folgenden Fällen Vorteile bringen:

- Wenn die Versäuerung eines Substrates den geschwindigkeitsbestimmenden Schritt des Abbaues darstellt, also die Versäuerung im Milieu des Methanreaktors zu langsam oder unvollständig verläuft

- Wenn eine gleichmäßige Beschickung des Methanreaktors notwendig und sinnvoll ist und die Ausgleichsfunktion mit der Versäuerung kombiniert werden kann (Moser, 2002)
- Wenn im Versäuerungsreaktor Stoffe entfernt oder zerstört werden, die toxisch für die Methanbakterien sind.

In der Folge wird ein kurzer Überblick über die verschiedenen Anaerobtechnologien und deren Entwicklungstand gegeben. Einige der dargestellten Reaktorsysteme sind schon lange am Markt etabliert, andere hingegen noch im Forschungs- und Entwicklungsstadium. Eine detailliertere Beschreibung bzw. Bewertung der verschiedenen Reaktorsysteme ist in der Dissertationsarbeit von Meyer (2004) zu entnehmen.

3.1 Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reaktor (UASB)

Im Industriebereich haben sich am meisten Konzepte mit Schlammbedreaktoren (UASB) mit internem Schlammrückhalt durchsetzen können. Darunter bezeichnet man aufwärtsdurchströmte Anaerobreaktoren, bei denen der Anaerobschlamm durch ein im Reaktorinneren gelegenes Schlamm-Abscheidungsaggregat im System zurückgehalten wird (keine externe Nachklärung notwendig). Das zu reinigende Abwasser wird am Boden des Reaktors eingebracht und fließt aufwärts durch das Schlammbed, wo die Umsetzung der organischen Verschmutzung in Biogas stattfindet. Das Prinzip des UASB-Reaktors beruht auf die Entwicklung im Schlammbed von schweren, kompakten Schlammflocken oder vorzugsweise von Schlamm pellets, die auf Grund ihrer Größe und Dichte sehr gute Absetzeigenschaften besitzen und sich daher im Reaktor anreichern, während die anderen, nicht pelletsbildenden Mikroorganismen aus dem System ausgeschwemmt werden. Durch diese Selektion können Biomasse-Konzentrationen im Schlammbed von bis zu 50 – 80 g oTS/l erreicht werden, wobei das Schlammbed meist bis zu 50% der Reaktorhöhe aufweist.

Um eine gute Einmischung des Abwassers am Boden des Reaktors zu gewährleisten, wo der Dichteunterschied zwischen Bodenschlamm und Abwasser besonders hoch ist, soll das Abwasser-Verteilersystem engmaschig und an die Abwassereigenschaften und Reaktorgeometrie angepasst sein. Um eine möglichst gleichmäßige Abwassereinleitung zu erzielen (Vermeidung von Totzonen und Kurzschlüssen), sollen die Verteilerstränge nicht alle gleichzeitig

sondern hintereinander betrieben werden, um die Verstopfung der Einlauföffnungen vorzubeugen. Diese Beschickungsstrategie hat sich in der Praxis bis heute gut bewährt.

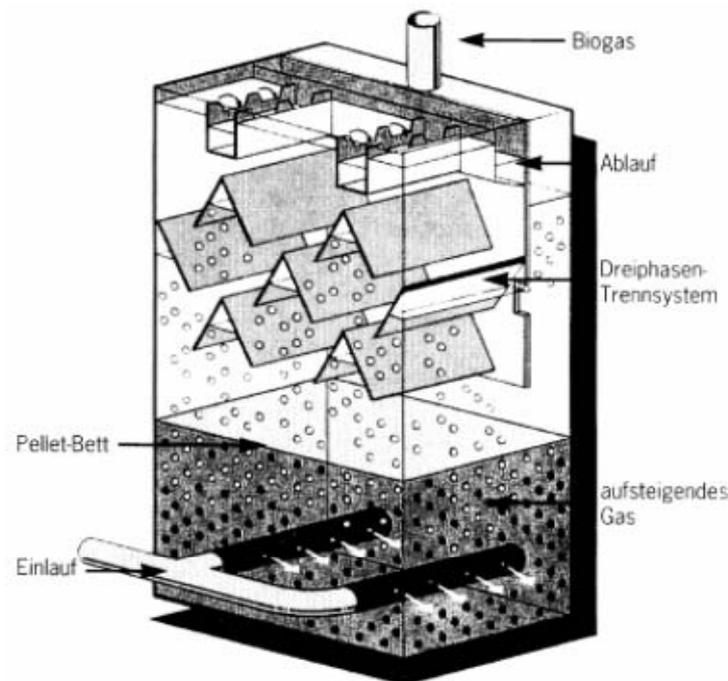


Abbildung 4: Schema eines UASB-Reaktors in rechteckiger Bauweise (BIOPAQ[®]-System)

Die Mischungsenergie im Schlammbett wird durch die Gasproduktion bewerkstelligt. Um ein für die Pelletsbildung günstiges, hydraulisches Regime im Reaktor zu gewährleisten, wird oft ein Teil des Ablaufwassers am Boden des Reaktors zurückgeführt. Die hydraulische Aufstromgeschwindigkeit liegt i.d.R. bei 1 bis 1,5 m/h (Meyer, 2004). Es soll dabei darauf geachtet werden, dass die Rezirkulationsleitung - auch während des Betriebes - oberhalb des Schlammbettes liegt. Besonders ungünstig ist es, wenn die Schlammflocken bzw. -Pellets durch die Umwälzpumpe gefördert werden, weil dort sehr hohe Scherbeanspruchungen auftreten.

Im oberen Teil des Reaktors befindet sich der Kernstück des UASB-Verfahrens und zwar der Dreiphasenabscheider. Dieser dient zum einem zur Abführung des produzierten Biogases und zum anderen zu einer weitgehenden Beruhigung der Wasserphase in den Abscheidern, um den dort gelangten Schlamm pellets das Zurücksinken in den unteren Reaktorteil (Schlammbett) zu ermöglichen.

UASB-Anlagen zeichnen sich durch ihren niedrigen Platzbedarf sowie die modulare Aufbauweise aus. Die Reaktoren können rechteckig bzw. rund und aus verschiedensten Materialien (z.B. Edelstahl oder Polypropylene) ausgeführt sein.

In der Praxis lassen sich mit UASB-Reaktoren Raumabbauleistungen von 5 bis 10 kg CSB/m³/d erzielen. Bei optimierten Reaktorkonfigurationen und bei optimaler Pelletsbildung sind Werte bis 15 kg CSB/m³/d möglich (Fa. Paques). Der Anwendungsbereich im Bezug auf Abwasserzusammensetzung (CSB) variiert von mittel- bis starkverschmutzten Industrieabwässern (1.000-20.000 mg CSB/l). Das Verfahren ist wie die meisten Schlammbedreaktoren empfindlich gegenüber suspendierten Stoffen im Rohabwasser (siehe Kapitel 2.4.2).

3.2 Expanded Granular Sludge Bed Reaktor (EGSB)

EGSB-Reaktoren stellen eine Weiterentwicklung der UASB-Technologie und fanden in den letzten Jahren zunehmend Anwendung in der Behandlung stark konzentrierter Industrieabwässer (15.000 bis 60.000 mg CSB/l). Der EGSB-Reaktor wird häufig auch Hochleistung-UASB genannt. Die wesentlichen Verbesserungen gegenüber der UASB-Technologie liegen in der schlankeren Bauform und größerer Reaktorhöhe (bis zu 24 m), in der sehr hohen internen Abwasserzirkulationsrate, in einem feiner verteilten Abwasserzulauf und vor allem in einer Leistungssteigerung des Dreiphasenabscheiders (Meyer, 2004).

Durch die höhere Bauform wird es zum einen möglich, die Schlammбетhöhe im Reaktor wesentlich zu erhöhen. Bei EGSB-Reaktoren liegt der Anteil des Schlammбетtes am Gesamtwasservolumen bei 60 bis 65%. Es soll angemerkt werden, dass die Steigerung der Reaktorhöhe verfahrenstechnisch durch die Erhöhung der CO₂-Löslichkeit (Reduktion des pH-Wertes) als Folge der Druckerhöhung am Boden des Reaktors begrenzt ist.

Zum anderen soll die erhöhte hydraulische Aufstromgeschwindigkeit (bis zu 10 m/h) durch die bessere Durchmischung des Schlammбетtes (verbesserte Stoffaustauschrate) zu einer erhöhten Aktivität der Schlammpellets führen.

Daraus ergibt sich, dass diese Reaktoren noch höhere organische Belastungen bis 25-30 kg COD/m³/d verkraften können.

Darüber hinaus ermöglicht die hohe, interne Rezirkulationsrate durch die starke Verdünnung des Rohabwassers die Behandlung von Industrieabwässern, die hohen Konzentrationen an toxischen organischen Verbindungen enthalten (z.B. chemische Industrie, phenolhaltiges Abwasser).

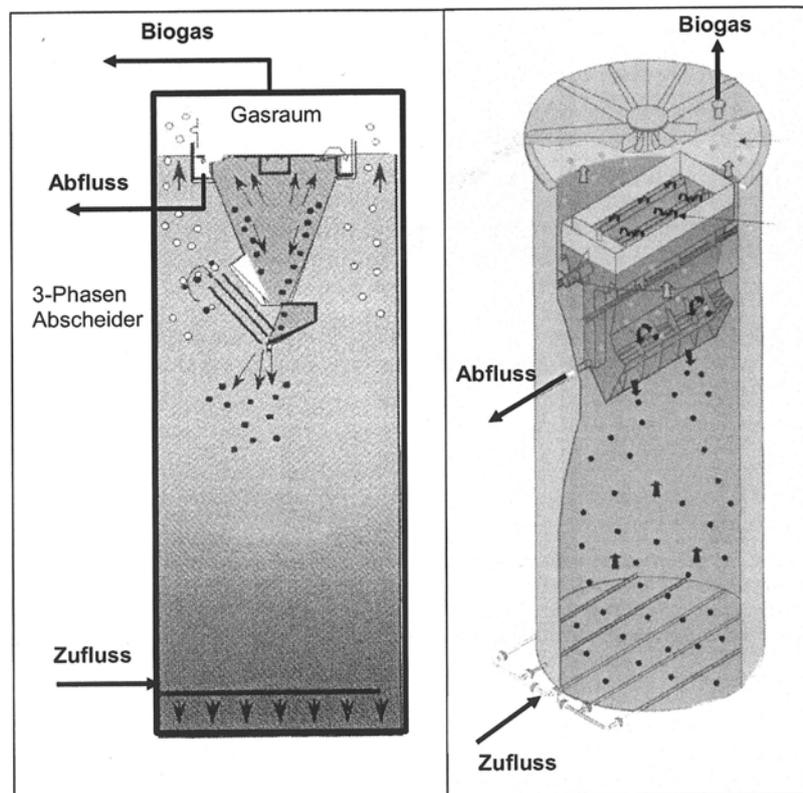


Abbildung 5: Schema eines EGSB-Reaktors (BIOBED[®] von Veolia).

3.3 Internal Circulation Reaktor (IC)

Der IC-Reaktor wurde von der Firma Paques entwickelt und gehört auch zu den Hochleistung-UASB-Reaktoren. Das Verfahren besteht grundsätzlich aus zwei übereinander angeordneten UASB-Reaktoren, einem hochbelasteten im unteren und einem niedrig belasteten im oberen Reaktorteil (Abbildung 6). In der unteren Reaktorkammer (2) wird der Großteil der Organik im Rohabwasser in Methan und CO₂ umgewandelt. Das Biogas wird im unteren Gasabscheider (3) von Wasser getrennt und erzeugt einen „Gaslift“, der das Wasser aufwärts im „Riser“ (4) bis im oberen Gasabscheider (5) fördert. Das Biogas verlässt den Reaktor durch diesen zweiten Abscheider, das Wasser fließt über den „Downer“ (6) zurück zum Boden des Reaktors (1). Diese interne Rezirkulation erzeugt große Turbulenz im Schlammbett und gewährleistet somit eine gute Mischung

der Biomasse mit dem Rohabwasser. Vorteilhaft dabei ist, dass die Rezirkulationspumpe eingespart werden kann. Die obere Reaktorkammer (7) dient zur Nachreinigung des Abwassers sowie als Beruhigungszone vor dem Drei-Phasenseparator (8).

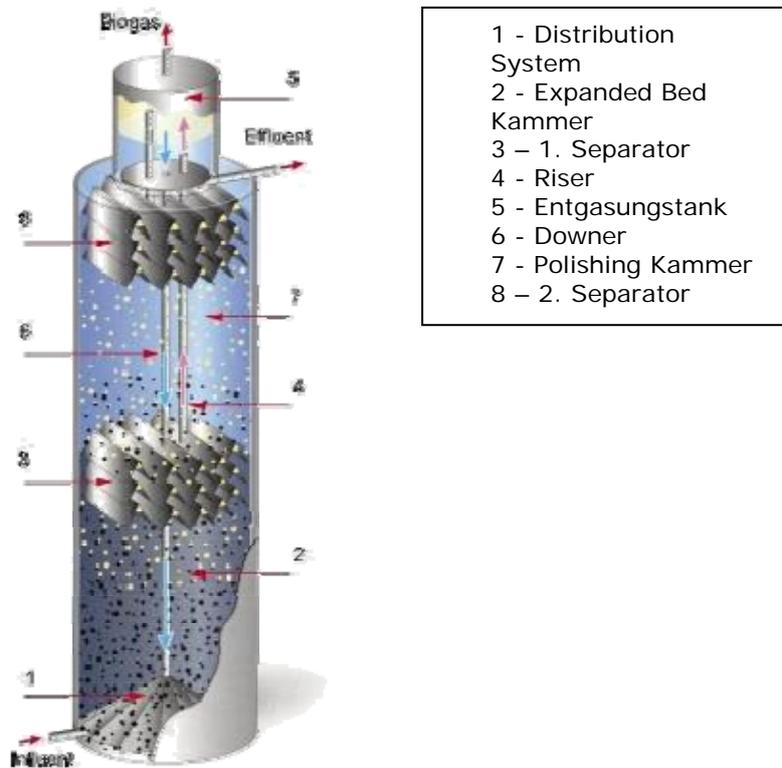


Abbildung 6: Schema eines IC-Reaktors (BIOPAQ[®] IC von Paques).

Mit dieser Technologie lassen sich ähnlich wie beim EGSB-Reaktor Raumabbauleistungen von 20 bis 30 kg CSB/m³/d erzielen. BIOPAQ[®] IC-Reaktoren werden als Stahl- bzw. Edelstahlbehälter erreicht, mit einer Gesamthöhe von 16 bis 28 m und schlankem Durchmesser von 1,5 bis 15 m.

3.4 Anaerobe Belebung

Ähnlich wie das aerobe Belebungsverfahren besteht auch die anaerobe Belebung (Contact-Process) aus einem vollständig durchmischten Reaktor (Continuously Stirred Tank Reaktor = CSTR) und einer nachgeschalteten Schlammabscheidungseinrichtung (z.B. Nachklärbecken), bei der der Anaerobschlamm vom gereinigten Abwasser getrennt, eingedickt und in den Anaerobreaktor zurückgepumpt wird (Abbildung 7). Das Verfahren zeichnet sich für seine

Einfachheit und Unempfindlichkeit gegenüber suspendierte Stoffe im Abwasser sowie Fällungsreaktionen während des Prozesses aus.

Die räumliche Belastbarkeit des Reaktors ist durch die mäßigen Absetz- und Eindickeigenschaften des anaeroben Schlammes eingeschränkt, die zu einer deutlich niedrigeren Biomassekonzentration im Reaktor als in UASB-Systeme führt. Die übliche Raumabbauleistung liegt zwischen 2 und 6 kg CSB/m³/d.

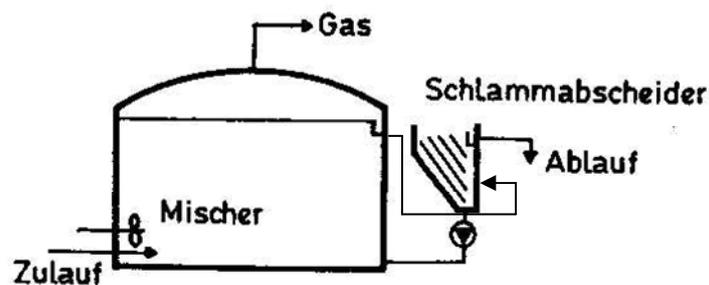


Abbildung 7: Schema eines Kontaktverfahrens mit externer Schlammscheidung über Parallelplattenabscheider.

Neben dem großen erforderlichen Reaktorvolumen erhöht zusätzlich das Volumen für das Nachklärbecken (i.d.R. Sedimentationsbecken) den Platzbedarf für die Anlage erheblich. Der Einsatz von volumensparenden Parallelplattenabscheidern hat sich in der Praxis immer wieder als aufwendig herausgestellt. Um einen zufriedenstellenden Rückhalt der anaeroben Biomasse zu gewährleisten, müssen oft die Platten durch regelmäßige, aufwendige Spülvorgänge vor Schlammablagerungen sauber gehalten werden. Die Abscheidung der feinen anaeroben Schlammflocken wird auch durch die Ausgasung von CO₂ durch die Änderung der Gasatmosphäre im Nachklärbecken erschwert. Daher ist der Absetzeinrichtung häufig ein Entgasungsschritt vorgeschaltet (Meyer, 2004).

3.5 Anaerobe Membran-Reaktor (AnMBR)

Der Einsatz von Membranen (Ultrafiltration) bei der anaeroben Abwasserreinigung hat hauptsächlich das Ziel, den Biomassegehalt (und somit das Schlammalter) im Anaerobreaktor zu erhöhen. Gleichzeitig wird auch die Ablaufqualität (CSB-Konzentration, Farbe) deutlich verbessert, so dass bei manchen Betrieben eine Wiederverwertung des gereinigten Abwassers in der Produktion möglich wird. Membranen können sowohl mit CSTR als auch mit

Schlammbedreaktoren gekoppelt werden. Das Permeat der Membranfiltration stellt der Ablaufstrom der Abwasserreinigungsanlage dar, das Konzentrat wird nach Abzug des Überschussschlammes zur Biomasseanreicherung im Anaerobreaktor je nach Verfahrenskonfiguration zurückgehalten bzw. zurückgepumpt.

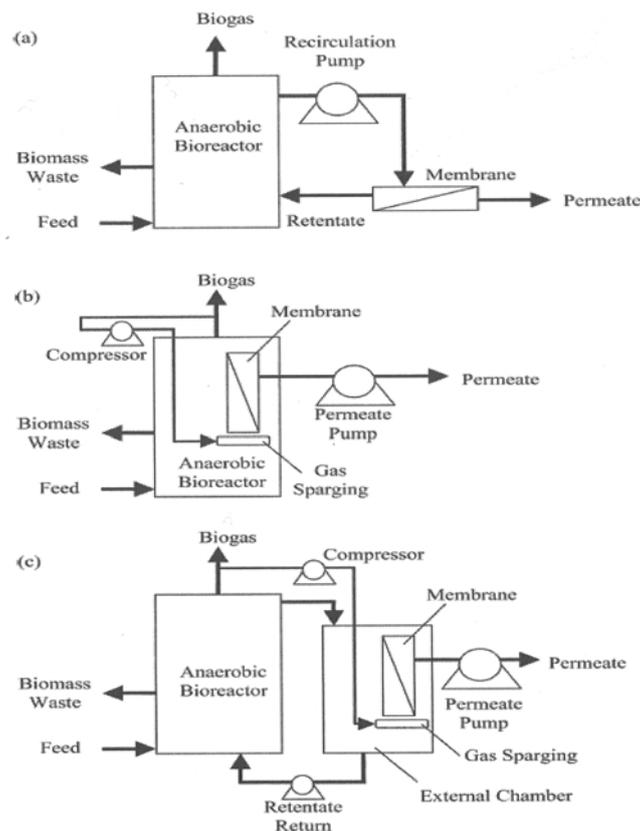


Abbildung 8: Schemata eines Anaerobreaktors mit Ultrafiltration-Modulen bei verschiedenen Konfigurationsmöglichkeiten (Liao *et al.*, 2006).

Mögliche Verfahrensvarianten von anaeroben Membranreaktoren sind Abbildung 8 dargestellt. Man kann je nach Anordnung der Antriebspumpe zwischen Druck- und Vakuum-Filtration unterscheiden. Die Vakuum-Filtration ermöglicht ein schonenderes Handling mit dem Anaerobschlamm (niedrigere mechanische Beanspruchung). Sie ist aber aufgrund der niedrigeren, auftretenden Anströmgeschwindigkeit auf der Membranoberfläche von Fouling verstärkt betroffen. Um die Membranen durch höhere Scherkräfte sauber zu halten, ist es notwendig, Biogas unter den Membranmodulen einzupressen.

Extern angeordnete Membranen haben den Vorteil, dass sie zur Wartung/Reparatur besser erreichbar sind.

Obwohl das Interesse an anaeroben Membranreaktoren bereits in den 80er begann, hat sich bis heute der Entwicklungsstand dieser Technologie nicht wesentlich verbessert. Die Umsetzbarkeit in der Praxis ist nach wie vor durch die hohe Kosten der Membranen, den hohen Energiebedarf im Betrieb sowie die aufwendige Membranreinigung eingeschränkt. Darüber hinaus ist unter anaeroben Bedingungen zu erwarten, dass die Fouling-Problematik aufgrund der höheren Konzentrationen an kolloidalen Substanzen (z.B. extrazelluläre polymere Substanzen), gelösten mikrobiellen Zerfallsprodukten (wegen des hohen Schlammalters) sowie Fällungsprodukten im Anaerobreaktor noch ausgeprägter auftritt (Stuckey, 2010). Da zu diesem Thema die Erfahrungen mit anaeroben Membranen noch sehr begrenzt sind, wird vieles aus dem aeroben Anwendungsbereich abgeleitet.

Aeroben Membranreaktoren könnten bei der Behandlung von starkkonzentrierten Abwässern mit hohen Konzentrationen an suspendierten Feststoffen vorteilhaft eingesetzt werden. Bei feststoffarmen Abwässern sind UASB- und EGSB-Reaktoren bei vergleichbarer Reinigungsleistung wesentlich günstiger. Ein weiterer Anwendungsfall von Membranreaktoren wäre dann wenn aufgrund der Abwassereigenschaften die Pelletsbildung stark beeinträchtigt ist. Das sehr hohe Schlammalter im System wäre auch bei Prozesshemmungen, niedrigeren Temperaturen und langsam abbaubare Substrate von Vorteil.

3.6 EKJ-Reaktor

Eine Kombination zwischen den anaeroben Belebungsverfahren und ein UASB-Reaktor stellt der EKJ-Reaktor dar (v. d. Emde & Kroiss, 1984). Der EKJ-Reaktor wurde konzipiert, um Industrieabwässer zu behandeln, bei denen ein problemloses Handling mit anfallendem anorganischem Fällschlamm gewährleistet werden muss. In der Praxis hat sich zu diesem Zweck der EKJ-Reaktor sehr gut bewährt. Dabei handelt es sich um einen aufwärts durchströmten Schlammbedreaktor mit internen und i.d.R. externen Schlammabscheidung und -rückführung (Abbildung 9). Ein langsam rotierender, innenliegender mechanischer Arm sorgt für die gleichmäßige Abwasseraufteilung im Bodenbereich und soll gleichzeitig eine kontinuierliche

Räumung der Reaktorsole gewährleisten. Der schwere anorganische Schlamm wandert in den unteren Bereich auf die Bodensohle des Reaktors und wird in einen am Rand angelegten Trichter geschoben und von dort abgezogen. Der im innen liegenden Schlammabscheider abgesetzte Schlamm wird von einem oben angeordneten Räumern in den Reaktorraum zurückgeführt.

Die Vorteile des EKJ-Reaktors sind der ungestörte Betrieb auch bei hohen Konzentrationen an suspendierten Stoffen im Rohabwasser und die gezielte Entfernung von „schweren Schlamm“ (Fällprodukten). Die maximal erzielbare Raumabbauleistung liegt bei 2 bis 6 kg CSB/m³/d.

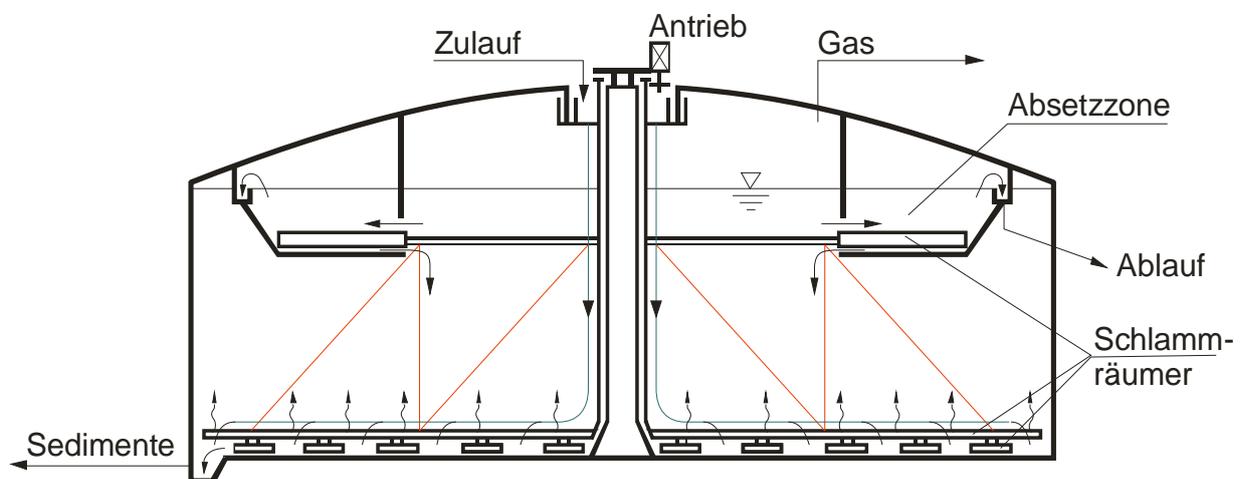


Abbildung 9: Anlageschema eines EKJ-Reaktors (Kroiss & Svardal, 1988).

3.7 Anaerober Biofilmreaktor

Ein anaerob Verfahren, das im letzten Jahrzehnt immer weniger Anwendung fand, beruht auf der Nutzung immobilisierter Biomasse in sogenannten, anaeroben Biofilmreaktoren. Dabei kann man zwischen Festbettreaktoren, bei denen die Biomasse auf fixen Aufwuchsflächen anhaftet und Fließbettreaktoren, bei denen das Trägermaterial im Reaktor frei beweglich ist (Abbildung 10).

Unter den Festbettreaktoren hat sich in der Praxis die Aufstrom-Variante (Durchfluss von unten nach oben) am meisten durchsetzen können. Bei diesem Reaktortyp konnte nachgewiesen werden, dass sich eine höhere Biomassekonzentration einstellen kann, weil neben der fixierten Biomasse auch suspendierte Mikroorganismen durch die Filterwirkung des Trägermaterials im Reaktor eingeschlossen bleiben. Die Konzentration der Biomasse im Reaktor ist

stark von der spezifischen Oberfläche vom Trägermaterial (bestehend vorwiegend aus modifizierten Kunststoffen) abhängig. Übliche Werte für die Raumabbauleistung liegen zwischen 5 und 10 kg/m³/d. Bei Anwendung spezieller Trägermaterialien (z.B. Sinterglas, Fa. Schrott) können sogar Werte bis über 20 kg/m³/d erreicht werden. Durch das hohe Schlammalter sollte im System möglich sein, durch die Anreicherung von spezialisierten Mikroorganismen der Abbau komplexer Abwasserinhaltsstoffen (z.B. chemische Industrie) zu verbessern.

Nachteilig beim Festbettverfahren sind die hohen Investitionskosten (gute Trägermaterialien sind teuer) und die hohe Empfindlichkeit gegenüber suspendierte Stoffe im Rohabwasser. Die hohe Verstopfungsgefahr kann nur teilweise durch die Erhöhung der Aufstromgeschwindigkeit im Reaktor durch eine interne Rezirkulierung reduziert werden.

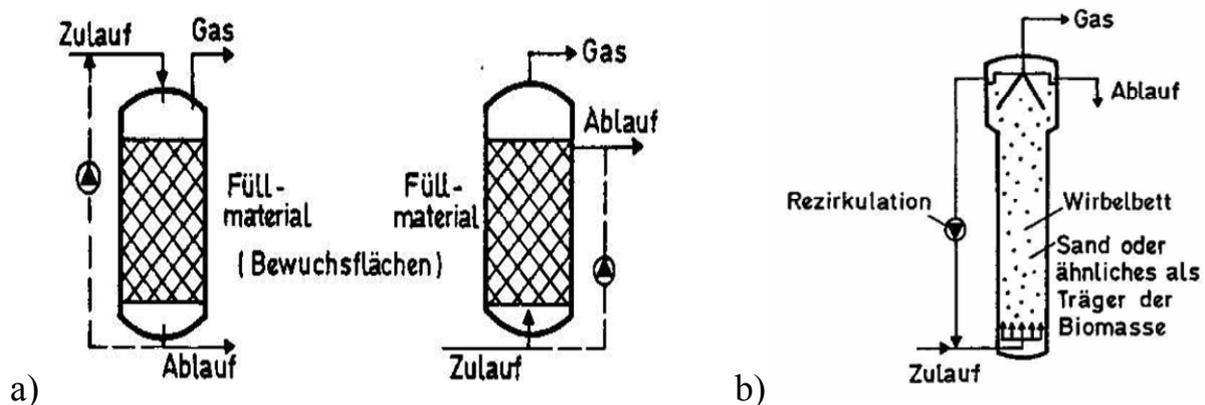


Abbildung 10: Schemata a) zwei anaerober Festbettreaktoren mit unterschiedlichem Hydraulikprofil (Beschickung von oben bzw. von unten) und b) eines Fließbettreaktors

Fließbettreaktoren konnten sich bis heute trotz vielversprechender Ergebnisse im Labor- bzw. Pilotstab in der Praxis wenig etablieren. Die Schwachstelle der Technologie erscheint, die Einstellung der geeigneten Aufstromgeschwindigkeit zu sein, bei der das Fließbett fluidisiert werden kann ohne dass - durch die hohen Scherkräfte - der Verlust an Biomasse im Ablauf zu viel ansteigt. Aus diesem Grund fokussierte die Entwicklung des Verfahrens vorwiegend auf die Optimierung des Trägermaterials. Durch den Umstieg in einem großtechnischen Fließbettreaktor auf Pellettschlamm wurde die ersten Schritten zur Entwicklung des Biobed[®]-Reaktors gesetzt (Meyer, 2004).

3.8 Hybrid Verfahren

Hybridverfahren sind Reaktorsysteme, die mehrere Arten der Biomasseanreicherung miteinander kombinieren. Dabei wird es angestrebt, die speziellen Vorteile der jeweiligen Technologien zu verbinden. Als Beispiel können Festbettreaktoren mit zusätzlicher Abscheideeinrichtung sowie UASB-Reaktoren, die mit einem zusätzlichen Festbett als Nachreinigungsstufe über dem Gasabscheider ausgestattet sind, genannt werden. Die meisten Hybridverfahren haben bis heute in der Praxis nur eingeschränkt Anwendung gefunden.

Auch der EKJ-Reaktor (Kapitel 3.6). kann aufgrund der Kombination des Schlammbettverfahrens mit externer Schlammabscheidung und -rückführung als Hybridverfahren berücksichtigt werden.

4 Neue Trends in der Anaerobtechnik: Gemeinsame Entfernung von CSB, Sulfat und Schwermetallen aus Industrieabwässern

Neben der weiteren Entwicklung und Optimierung der Reaktortechnologie, ist das Interesse an integrierte Lösungen sehr groß, die verschiedenen biologischen sowie physikalisch-chemischen Prozesse im Anaerobprozess kombinieren. Somit kann eine gemeinsame Entfernung von organischer Substanz und anderen Schmutzstoffen aus Industrieabwässern erzielt werden. Als Beispiel können Anaerobreaktoren genannt werden, die zur Behandlung sulfatreicher Abwässern eingesetzt werden, bei denen durch die Kombination der Methanbildung mit der Sulfatreduktion auch gleichzeitig eine gezielte Entfernung von Schwermetallen möglich ist (siehe Kapitel 2.5.1 und 2.5.2). Die Entfernung von Schwermetallen als Metallsulfide eröffnet neue Möglichkeiten bei der Rückgewinnung von Wertstoffen in der industriellen Produktion, was nicht nur wirtschaftlich von Vorteil sondern auch meistens umweltfreundlich und ressourcenschonend ist.

Das Interesse an der Sulfatreduktion hat im letzten Jahrzehnt wesentlich zugenommen. In manchen Fällen kann sogar eine weitgehende Sulfatentfernung aus Industrieabwasser und nicht die Methanproduktion das Hauptziel der anaeroben Abwasserreinigung darstellen. Anwendungsmöglichkeiten sind im Bereich der Behandlung von sulfatbelasteten Industrieabwasser, Minenabwasser

(Acid mine drainage), gebrauchte Schwefelsäure bzw. Abgaswäscher-Abwasser bei SO_2^- reichen Gasen.

Da Sulfat chemisch inert und für die aquatische Umwelt nicht toxisch ist, unterliegt es keinen strengen Emissionsgrenzwerten. Hohe Sulfatmissionen können allerdings ein Ungleichgewicht im natürlichen Schwefelkreislauf verursachen, mit unangenehmen Folgen wie Korrosionsproblemen durch biotische Schwefelsäurebildung sowie Freisetzung von toxischem und geruchsintensivem Schwefelwasserstoff. Aus all diesen Gründen ist es notwendig, in hydrologisch ungünstigen Fällen (z.B. bei wenig dotierten Fließgewässern) sulfateinleitende Industriebetriebe zu einer Reduktion der emittierten Sulfatfracht zu verpflichten.

Die Festlegung von Immissionsgrenzwerten für die Sulfatfracht einer Zellstofffaser- und Viskosefabrik war ausschlaggebend für die Errichtung 2004 der ersten Österreichischen, großtechnischen Anaerobanlage zur Sulfatentfernung. Bei der betroffenen Zellstofffaser- und Viskosefabrik war es durch die Erweiterung der Produktion notwendig geworden, die zusätzlich anfallende Sulfat- und CSB-Fracht in einem Abwasserteilstrom aus der Viskoseproduktion betriebssicher zu entfernen. Im Rahmen eines vierjährigen Forschungs- & Entwicklungsprojektes wurde am Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft der TU-Wien die grundsätzliche Brauchbarkeit des anaeroben Reinigungskonzeptes in Labor- bzw. Pilotversuchen überprüft. Ziel der Untersuchungen war die Ermittlung der möglichen Belastungskennwerte und der tolerierbaren H_2S -Konzentrationen, um einen stabilen Prozess und eine optimierte Sulfatentfernung zu gewährleisten. Die Implementierung in großtechnischer Maßstab erfolgte dann in Zusammenarbeit mit der Firma Paques B.V. (www.paques.nl). In der Folge sind die wesentlichen Aspekte des entwickelten Abwasserreinigungskonzeptes zusammengefasst. Für eine detaillierte Beschreibung der Ergebnisse des F&E-Projektes wird auf die entsprechenden Veröffentlichungen verwiesen (Parravicini 2005; Parravicini *et al.*, 2006).

Das zu behandelnde Viskoseabwasser ($3.000 \text{ m}^3/\text{d}$) ist durch eine hohe Konzentration an Sulfat und Zink und durch eine mittlere Belastung an CSB (vorwiegend Essigsäure und Hemizellulose) charakterisiert (Tabelle 2). Um der CSB-Begrenzung der Sulfatreduktion (S_0/CSB_0 -Verhältnis $> 0,5$) im Abwasser

entgegenzuwirken, wurde ein zweiter Abwasserstrom aus der Zellstofffaserproduktion (500 m³/d) als zusätzliche CSB-Quelle eingesetzt.

Tabelle 2: Abwasserzusammensetzung (Mischung Viskose- und Zellstofffaserabwasser)

Parameter	Konzentration (mg/l)	Parameter	Konzentration (mg/l)
CSB	5.000-5.500	Zink	250-300
Sulfat (SO ₄ -S)	3.000-3.500	Kalzium	440
S/CSB*	0,6-0,7	CSB/TOC	2,8-2,9

*stoichiometrisches S/CSB = 0,5 (für die Reduktion von 1 g SO₄-S werden 2 g CSB verbraucht)

Aufgrund des limitierten CSB-Angebots wurde im Betrieb angestrebt, die SRB bei der Substratkonkurrenz mit den MB durch die Steuerung der Prozessbedingungen zu unterstützen. Es hat sich herausgestellt, dass i.M. 85% der im Abwasser vorliegenden organischen Verschmutzung anaerob abgebaut werden können, wobei 70% davon von SRB verwendet werden können. Das im Abwasser vorliegende Methanol wird hingegen als Substrat von mesophilen Methanbakterien verwertet. Mit der von SRB abgebauten CSB-Fracht ist es jedoch möglich, die für die Einhaltung des Emissionsgrenzwertes erforderliche 5 t SO₄-S/d aus dem Abwasser zu entfernen.

Das von SRB gebildete H₂S fällt das im Abwasser gelöste Zink als Zinksulfid:



Wird berücksichtigt, dass Zinksulfid eine niedrigere Löslichkeit als Zinkhydroxid besitzt, wirkt sich die Sulfatreduktion im Sinne der Verringerung der Zinkablaufkonzentration gegenüber der früher angewandten Zinkfällung mit Kalkmilch vorteilhaft aus. Die Fällschlammproduktion wird auch dadurch wesentlich verringert. Darüber hinaus öffnet die Abtrennung von Zinksulfid neue Perspektiven für die Zinkrückgewinnung in der Viskosefaserproduktion. Die entfernte Fracht beträgt 1 t Zn/d und entspricht ca. 50% des Zn-Bedarfs in der Viskoseproduktion.

Als Folge der Abwasserzusammensetzung wird im Anaerobreaktor mehr H₂S gebildet als für die Zinkfällung erforderlich ist. Aus diesem Grund muss eine weitere Behandlungsstufe zur H₂S-Entfernung vorgesehen werden, um eine

effektive Sulfatelimination zu gewährleisten. Überschüssiges H₂S muss im Bereich des Anaerobreaktors entfernt werden, zum einen um seine Wiederoxidation zu Sulfat während einer aeroben Nachbehandlung zu vermeiden, zum anderen um seine hemmende Wirkung auf SRB zu verringern.

Voraussetzung für einen stabilen Betrieb der Sulfatreduktion war bei der Behandlung von Viskoseabwasser die Reduktion des H₂S-Gehaltes im Gas unter 3 Vol.% (< 80 mg H₂S_{undiss}/l). Dies ist in Abbildung 11 durch den zunehmenden Hemmungsgrad (INH%) der spezifischen CSB-Schlammabbauleistung (kg CSB_{abgebaut}/kg oTS/d) der Anaerobakterien bei steigender H₂S-Konzentration ersichtlich (Parravicini, 2005).

Es konnte sowohl in Labor- bzw. Pilotmaßstab als auch bei der großtechnischen Anlage gezeigt werden, dass die Hemmung der Abbaurrate der Anaerobakterien durch die Erhöhung des Schlammalters in gewissen Grenzen kompensiert werden kann. Das entspricht dem bekannten Zusammenhang zwischen Wachstumsrate, Substrat-Ablaufkonzentration und Sterberate. Daraus ergibt sich auch die Notwendigkeit, das Zink in einer dem Anaerobreaktor vorgeschalteter Behandlungsstufe zu fällen. Der erhebliche Anfall an anorganischem Fällschlamm könnte hier durch den erforderlichen höheren Schlammabzug zu einer deutlichen Verringerung des Schlammalters führen.

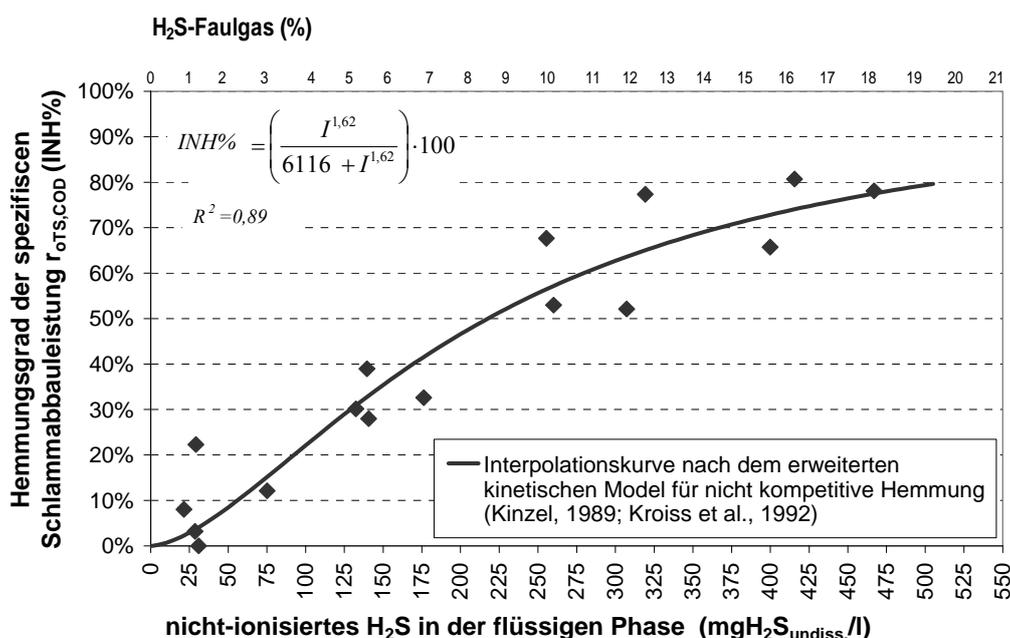
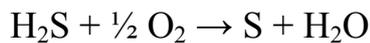


Abbildung 11: Hemmungsgrad (INH%) der CSB-Schlammabbauleistung $r_{OTS,CSB}$ in Funktion der Konzentration an undissotierten H₂S in der flüssige Phase.

Zur Reduktion von H_2S wurde der Anaerobreaktor mit einer „micro-aerophilen“ (= O_2 -Konzentration $\sim 0,1$ bis $0,3$ mg/l) Stufe zur biologischen Sulfidentfernung in der flüssigen Phase gekoppelt, bei der H_2S zu Elementarschwefel biologisch oxidiert wird:



Der anfallende Schwefelschlamm kann je nach Reinheit in verschiedenen Anwendungsbereichen wieder verwertet werden (z.B. Düngemittelindustrie, Schwefelsäureproduktion), oder prinzipiell auch in die Viskoseproduktion rückgeführt werden.

Das integrierte Verfahrensschema der großtechnischen Anlage ist Abbildung 12 zu entnehmen. Das Grundprinzip der Großanlage beruht auf 3 mesophilen UASB-Reaktoren von je 1.300 m^3 Nassvolumen. Ein Teil des H_2S -freien Ablaufstroms nach der „micro-aerophilen“ Stufe wird zur Senkung des H_2S -Gehaltes in die Anaerobreaktoren zurückgepumpt. Das Zink im Viskoseabwasser wird vor dem Anaerobreaktor durch die Beimischung mit H_2S -reichem Wasser (Ablauf von Anaerobreaktor) gefällt und über Sedimentation entfernt.

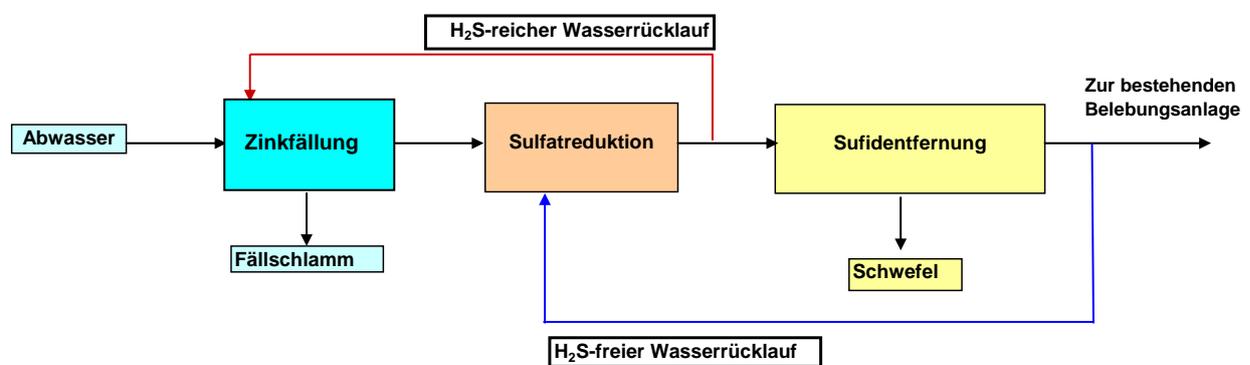


Abbildung 12: Schema der biologischen Sulfatentfernung über anaerobe Sulfatreduktion und aerobe, biologische H_2S -Teiloxidation zum Elementarschwefel

Zu Beginn wurden die Anaerobreaktoren mit Pellettschlamm beimpft. Es hat sich beim ersten Betriebsjahr allerdings gezeigt, dass das organische Substrat sowie die hohe Leitfähigkeit im Viskoseabwasser für das Wachsen von Pellets nicht günstig sind. In den Anaerobreaktoren entwickelte sich nach dem Zerfall der Pellets ein flockiger Schlamm mit guten Absetzeigenschaften. Die Konzentration im Schlammbett lag bei 20 bis 40 gTS/l in den unteren Schlammбетtschichten.

Als Folge des Pellets-Zerfalles können die Anaerobreaktoren mit einer maximalen Raumbelastung von $\sim 5 \text{ kgCSB/m}^3/\text{d}$ beaufschlagt werden. Sulfidogene Reaktoren sind aufgrund der geringen Methanproduktion von einer Senkung der Mischungsenergie gekennzeichnet (CO_2 und H_2S sind im Wasser sehr gut löslich). Diese muss durch die interne Umwälzung optimiert werden.

Die Investitionskosten für die Gesamtanlage belaufen sich auf ~ 17 Mio. Euro. Die Betriebskosten machen ca. 50% der Jahreskosten aus. Sie sind auf der entfernten CSB- bzw. SO_4 -Fracht gleich verteilt und betragen jeweils 170 Euro pro t CSB bzw. t SO_4 . Durch die Rückgewinnung von Zink und dessen Einsatz als Zinksulfat in der Viskoseproduktion können ca. 30% der Jahreskosten für die Sulfatreduktion eingespart werden. Die Wiederverwertung von Schwefel ist zurzeit aufgrund des niedrigen Preises des Rohmaterials nicht attraktiv.

Durch den Bau der Sulfatentfernung war die Erweiterung der bestehenden Hochlastbelebungsstufe (500.000 EW) zur Behandlung von zusätzlich anfallende 16 t CSB/d nicht mehr notwendig. Das brachte neben der Energieeinsparung für die Belüftung auch eine deutliche Reduzierung des Schlammmanfalls und somit der Behandlungs- und Entsorgungskosten. Die Schlammreduktion wird allerdings durch den Überschussschlamm des Anaerobreaktors und durch den Schwefelschlamm aus der Sulfidoxidation kompensiert. Durch die Einsparungen in der Belebung können weitere 12% der anfallenden Jahreskosten für die Sulfatreduktion gedeckt werden.

Unter Berücksichtigung aller Kosten und Einsparungen in Rahmen der Erweiterung der Viskoseproduktion errechnet sich für die Anaerobanlage eine Amortisationszeit von ca. 5 Jahren.

5 Schlussfolgerungen

Die Anaerobtechnik hat sich inzwischen zur Behandlung von Abwässern aus verschiedensten Industriebranchen (z.B. Getränk- und Lebensmittelindustrie, Zellstoff- und Papierherstellung) großtechnisch etablieren können. Es ist zu erwarten, dass das Interesse an dem Anaerobprozess durch die immer höheren Energiekosten, die Klimaschutzdiskussionen sowie den umweltbewussteren Umgang mit Ressourcen nicht nur in Europa weiter steigern wird. Die

Anaerobtechnik gehört durch die niedrigeren Betriebskosten, die geringe Überschammproduktion (Entsorgungsproblematik) und vor allem durch die Produktion des klimaneutralen Energieträgers Biogas zu den Technologien, die zukünftig ein großes Anwendungspotential haben.

Ein innovativer Trend, versucht verschiedene biologische sowie physikalisch-chemische Prozesse in den Anaerobprozess zu integrieren, um eine kombinierte Entfernung von organischer Substanz und anderen Stoffen zu erzielen. Die Perspektive, z.B. Schwermetalle in H₂S-produzierenden Reaktoren durch Fällung als Metallsulfide zu entfernen, eröffnet neue Möglichkeiten in der Rückgewinnung von wertvollen Rohstoffen.

Voraussetzung für die weitere Entwicklung bei der Planung und beim Betrieb von Anaerobtechnologien war das Erlangen eines verbesserte Wissens über die mikrobiologischen Vorgänge sowie die chemisch-physikalischen Prozesse in Anaerobreaktoren. In diesem Bereich wird die Grundlagerecherche weiterhin einen sehr wichtigen Beitrag leisten.

Die gezielte Züchtung von Schlamm pellets und die technologischen Entwicklungen im Bereich der Schlammabscheidung hat ermöglicht Hochlastreaktoren (EGSB und IC) zu implementieren, die zur Reinigung stark konzentrierter und komplexerer Abwässer (u.a. Hemmstoffe, schwankende Belastung) aus weiteren Industriebranchen wie z.B. aus der chemischen Industrie eingesetzt werden können. Der Optimierungsschwerpunkt wird weiter in der Verbesserung der Abscheidertechnologie und bei der Förderung der Pelletsbildung liegen.

Die Anwendung des anaeroben Belebungsverfahrens und des EKJ-Reaktors zur Behandlung von feststoffreichen Industrieabwässern sowie in Fällen, bei denen massive Ausfällungen in Zuge des Anaerobprozesses zu erwarten sind, wird weiterhin eine attraktive und betriebssichere Option darstellen.

Der wirtschaftliche Einsatz von Membranreaktoren erscheint auch zukünftig schwierig zu sein. Die Anwendung von Festbettreaktoren wird derzeit in der Praxis vor allem durch die hohen Kosten und die eingeschränkte Lebensdauer des Trägermaterials eingeschränkt. Bei beiden Verfahren besteht grundsätzlich der Bedarf, die Eigenschaften und die Kosten der eingesetzten Materialien zu verbessern.

6 Literatur

- Böhnke B., Bischofsberger W., Dichtl N., Rosenwinkler K.-H., Seyfreid C.F. (2005). „Anaerobtechnik“ Hrsg. Böhnke B., 2. Auflage 2005, Springer Verlag.
- Brooks L. (2010). „*Biogasproduktion aus organischen Reststoffen aus der Lebensmittelindustrie*“. Dissertationsarbeit, Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft, Technische Universität Wien, bis 2015 gesperrt.
- Chen J., Lun S.y. (1993). Study on mechanism of anaerobic sludge granulation in UASB reactors. *Wat.Sci. Technol.* 28 (7), 171-178.
- Droste R.L., Kennedy K.L. Lu J.G., Lentz M. (1998). Removal of chlorinated phenols in upflow anaerobic sludge blanket reactors. *Wat. Sci. Technol.* 38 (8-9), 359-367.
- Fitzpatrick J.A., Roam G.D. und You B.T. (1989). *Anaerobic microbial aggragation and model development of a UASBR*. Paper präsentiert im Rahmen des Symposiums on Anaerobic Digestion, 15-18 Mai 1989, Taipei, Taiwan, zitiert in Joo-Hwa Tay *et al.* (2010)
- Henze M., Harremoes P. (1983). Anaerobic treatment of wastewater in fixed film reactors – a literature review. *Wat.Sci.Tech.*, Vol. 15, pp 1-101
- Hulshoff Pol L. W., Heijnekamp K. und Lettinga G. (1988). The selection pressure as a driving force behind the granulation of anaerobic sludge. In: Lettinga G., Zehnder A.J.B., Grotenhuis J.T.C. und Hulshoff Pol L.W. (Herausgeber), *Granular Anaerobic Sludge: Microbiology and Technology*, 153-161, The Netherlands, Wagenigen.
- Joo-Hwa Tay, Kuan-Yeow Show, Duu-Jong Lee and Zhen-Peng Zhang (2010). *Anaerobic Granulation and Granular Sludge Reactor System*, publiziert in „Environmental Anaerobic Technology: Applications and New Developments“, Herausgeber: Herbert H P Fang, Imperial College Press.
- v.d.Emde W., Kroiss H. (1984). Österreichischer Patent Nr. 378168.
- Kroiss H., Plahl-Wabnegg F. (1983). „*Sulfide toxicity with anaerobic wastewater treatment*“. Proceeding of the European Symposium on Anaerobic Wastewater Treatment (AWWT), Noordwijkerhout, NL, Nov. 1983, 58-72.
- Kroiss H. (1985). „*Anaerobe Abwasserreinigung*“. ,Habilitationssarbeit, Technische Universität Wien (Austria), Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Wiener Mitteilungen 72.
- Kroiss H., Plahl-Wabnegg F., Svardal K. (1985). Anaerobic treatment of viscose wastewater. *Wat. Sci. Technol.* 17 (1), 231-239.
- Kroiss H. Svardal K. (1988). „Aufwärtsdurchströmter Schlammbedreaktor mit Drehverteiler (EKJ-Reaktor)“, Fortbildungskurs des ÖWWV, „Anaerobe Abwasserreinigung: Grundlagen und technische Erfahrungen“ Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Technische Universität Wien, Austria, *Wiener Mitteilungen* 73
- Kunst S. (2005). *Mikrobiologische Grundlagen*, in Böhnke; Anaerobtechnik, 2. Auflage 2005, Verlag Springer, 23-48.

- Lettinga G., van Velsen A.F.M., Hobma S.W., de Zeeuw W. und Klapwijk A. (1980). Use of the upflow sludge blanket (USB) reactor concept for biological waste water treatment especially for anaerobic treatment. *Biotechnol. Bioeng.* 22, 699-734.
- Lettinga G. (1997). Anaerobic reactor Technology 1. Handbook of International Course on anaerobic Waste Water Treatment. Wageningen, Wageningen University, Department of Environmental Technology, zitiert in Meyer H. (2004). Leistungsfähigkeit anaerober Reaktoren zur Industrieabwasserreinigung, Doktorarbeit, Veröffentlichung des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover, Heft 128.
- Liao B.Q., Kraemer J.T., Bagley D.M. (2006). Anaerobic membrane bioreactors: Applications and research directions. *Crit. Rev. Environ.Sci. Technol.* 36(6), 489-530.
- Guiot S.R., Pauss A., Costerton J.W. (1992). A structured Model of the anaerobic granules consortium. *Wat. Sci. Technol.* 25, 1-10.
- McCarty P.L. (1982). *One hundred years of anaerobic treatment*. In: Hughes et al., Anaerobic Digestion 1981, Elsevier Biomedical Press B.V, Amsterdam, 3-22.
- Meyer H. (2004). Leistungsfähigkeit anaerober Reaktoren zur Industrieabwasserreinigung, Doktorarbeit, Veröffentlichung des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover, Heft 128.
- Moigno A.F. (1881). Mouras' Automatic Scavenger. *Cosmos*, Seite 622
- Moser D. (2002). "Anaerobe Abwasserreinigung: Beeinflussende Faktoren der Versäuerung eines Zintroensäurefabrikabwassers", Dissertationsarbeit, Technische Universität Wien (Austria), Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Wiener Mitteilungen 173.
- Mudrak K., Kunst S. (2003). *Biologie der Abwasserreinigung*, 5. Auflage, Spektrum Verlag zitiert in Böhnke (2005), *Anaerobtechnik*, Bischofsberger B., Dichtl N., Rosenwinkel K.-H., Seyfried C.F, Hrsg. Böhnke B., 2. Auflage, Springer Verlag.
- Parravicini V., Svoldal K. (2010). "Entsorgung der Reststoffe von Biogasanlagen", ÖWAV-Seminar "Abwässer aus Gewerbe und Industrie, Indirekt- und Direkteinleiter", Wien; 24-25.2.2010 in: "Wiener Mitteilungen", Band 219, H. Kroiss (Hrg.)
- Parravicini V. (2005) "Anaerobe biologische Sulfatentfernung aus Industrieabwässern"; Dissertationsarbeit, Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft, Technische Universität Wien,
- Parravicini V., Svoldal K., Kroiss H. (2006) "Anaerobe biologische Sulfatentfernung aus Industrieabwässern am Beispiel einer Viskosefabrik.", Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft, 58, 1-2; S. 19 – 25
- Rinzema A. & Lettinga G. (1988). "Anaerobic treatment of sulphate containing waste water". In *Biotreatment systems* (ed. D.L. Wise), Vol III, 65-109, CRC Press Inc. Boca raton, USA.
- Ross W.R. (1984). The phenomenon of sludge pelletisation in the anaerobic treatment of a maize process waste. *Water S. A.* Vol. 10, Nr. 4, 197-204.

- Schmidt J.E., Ahring B.K. (1993). Effects of magnesium on thermophilic acetate-degrading granules in upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor. *Enzyme Microbiol. Technol.* 15, 304-310.
- Schlegel H.G. (1976). *Allgemeine Mikrobiologie*. Georg Thieme Verlag Stuttgart, 4. Auflage
- Speece R.E. (1983). „Anaerobic biotechnology for industrial waste water“ *Environmental science and technology* 17, 416A-427A.
- Speece R. E. (1996). *Anaerobic Biotechnology for industrial Wastewaters*. Vanderbilt University, publiziert von Archae Press, U.S.A.
- Stander G.J. (1966). Water pollution research – A key to wastewater management. *J. Wat. Pollut. Control Fed.* 38, 774
- Stuckey D. C. (2010). *Anaerobic Membrane Reactors*. publiziert in “Environmental Anaerobic Technology: Applications and New Developments”, Herausgeber: Herbert H P Fang, Imperial College Press.
- Svardal K.(1991). *Anaerobe Abwasserreinigung - ein Modell zur Berechnung und Darstellung der Massgebenden chemischen Parameter*. Dissertation am Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft, Tu-Wien, Wiener Mitteilungen, 95
- Svardal K. (2002). *Schlammbehandlung bei Anlagen mit mesophiler Schlammfäulung*. Wiener Mitteilungen, Bd.177, Institut für Wassergüte, Technische Universität Wien
- Wiegant W.M. (1988). The spaghetti theory on anaerobic granular sludge fermentation, or the inevitability of granulation. In Lettinga G., Zehnder A.J.B., Grotenhuis J.T.C. und Hulshoff Pol L.W. (Herausgeber), *Granular Anaerobic Sludge: Microbiology and Technology*, 146-152, The Netherlands, Wagenigen.
- Yu H.Q., Tay J.H., Fang H.H.P. (2001). The role of calcium in sludge granulation during UASB reactor start-up. *Wat. Res.* 35, 1052-1060.

Korrespondenz an:**DI Dr. Vanessa Parravicini**

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft, TU-Wien
Karlsplatz 13/226, 1040 Wien

Tel: +43 1 5880122612

E-Mail: vparravi@iwag.tuwien.ac.at

Stand und Trends der Modellierung von Nährstoffen auf Einzugsgebietsebene

Matthias Zessner¹, Adam Kovacs¹, Christian Schilling²,
Gerald Hochedlinger², Oliver Gabriel¹, Georg Windhofer²

¹Technische Universität Wien, Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und
Abfallwirtschaft

²Umweltbundesamt Wien

Abstract: Modelle zur Berechnung des Zusammenhangs zwischen Nährstoffemissionen auf Einzugsgebietsebene und Immissionen in Gewässern können genutzt werden, um die Auswirkung von Maßnahmen zur Reduktion (diffuser) Emissionen auf die Belastung von Gewässern zu ermitteln. International gibt es eine Vielzahl entsprechender Modellansätze für unterschiedlichste Einsatzbereiche mit einer weiten Bandbreite an Komplexität. Im Donaeinzugsgebiet und in Österreich hat sich der Einsatz des Nährstoffemissionsmodells MONERIS für eine groß- bis mittelskalige Anwendung bewährt. Für die Verwendung in Österreich waren jedoch eine Reihe von Adaptierungen und Erweiterungen erforderlich. Phosphorparameter stellen nach wie vor ein Problem für die Erreichung des guten Zustandes in etwa 15 % der österreichischen Fließgewässer dar und haben auch in Hinblick auf den Meeresschutz Bedeutung. Modellergebnisse belegen, dass die über die Fließgewässer aus Österreich exportierten Phosphorfrachten über eine weitere Verschärfung der Anforderungen an die Abwasserreinigung in relevantem Umfang verringert werden könnten. Zum Schutz lokaler Gewässer, sind zumeist Maßnahmen zur Verringerung von diffusen Einträgen (Landwirtschaft) wesentlich relevanter. Weitere Arbeiten zum verbesserten Einsatz der Modellergebnisse in der Maßnahmenplanung werden derzeit in Oberösterreich durchgeführt.

Key Words: diffuse Gewässerbelastung, Gewässerschutz, kombinierter Ansatz, Maßnahmenplanung, MONERIS, PhosFate

1 Einleitung

Bereits seit etwa 20 Jahren gilt eine Abwasserreinigung mit weitgehender Nährstoffentfernung (Stickstoff und Phosphor) als Stand der Technik in Österreich. Dieser Stand der Technik ist auf Österreichs Kläranlagen heute weitestgehend umgesetzt. Trotzdem zeigt die Bestandsanalyse, dass nach wie vor ein nicht unerheblicher Teil der österreichischen Fließgewässer gefährdet ist, den guten Zustand nach Wasserrechtsgesetz aufgrund von Nährstoffbelastungen nicht zu erreichen (BMLFUW, 2005). Zudem trägt Österreich über die Donau nicht unerheblich zu der Nährstoffbelastung des eutrophierungsgefährdeten, westlichen Schelfbereichs des Schwarzen Meeres bei (daNUbs, 2005).

Maßnahmen zur weiteren Verringerung der Nährstoffbelastung der Gewässer müssten daher über den derzeitigen Stand der Technik bei der Abwasserreinigung hinausgehen und/oder diffuse Belastungen z.B. aus der Landwirtschaft reduzieren. Zur Erhebung der Effektivität entsprechender Maßnahmen auf die Nährstoffkonzentrationen bzw. –frachten in den Gewässern ist die Kenntnis des Zusammenhanges zwischen den Aktivitäten, die zu den Emissionen führen, und der Gewässerbelastung Voraussetzung.

Wesentliche Quellen von Nährstoffemissionen in die Gewässer sind die landwirtschaftliche Bodenbewirtschaftung, die Abwasserwirtschaft und die Hintergrundbelastung aus geogenen Quellen. Beim Stickstoff kommen zudem noch Luft-Emissionen (aus dem Verkehr, der Industrie, den Haushalten und der landwirtschaftlichen Tierhaltung) dazu, welche über Depositionen (direkt auf die Gewässeroberfläche, oder indirekt über andere Flächen) in relevantem Umfang zu den Einträgen in die Gewässer beitragen können. Eintragungspfade für Nährstoffe aus dem urbanen Bereich sind Kläranlagenabläufe, Mischwasserentlastungen, Regenwasserkanäle sowie nicht an die Kanalisation angeschlossene Ortschaften. Erosion, Oberflächenabschwemmung, Drainagen, Zwischenabfluss und Grundwasser sind Eintragungspfade von Emissionen aus landwirtschaftlichen, forstwirtschaftlichen und offenen Flächen.

Eine Problematik bei der Quantifizierung des Zusammenhangs zwischen Emissionen und Immissionen ist, dass Emissionen über diffuse Eintragungspfade messtechnisch praktisch nicht erfasst werden können. Zudem kommt es im Einzugsgebiet und in den Gewässern zu Prozessen, die zu einer Umwandlung,

Speicherung oder Remobilisierung der Nährstoffverbindungen bzw. zur Denitrifikation von Stickstoff führen. Damit kann die Summe der Emissionen in einem Einzugsgebiet nicht der Fracht im Gewässer gleichgesetzt werden, für die Stoffbilanzierung und damit für die Abschätzung der Wirksamkeit von Maßnahmen müssen Retention oder Verluste in Einzugsgebiet und Gewässer mitberücksichtigt werden (Zessner, 2008).

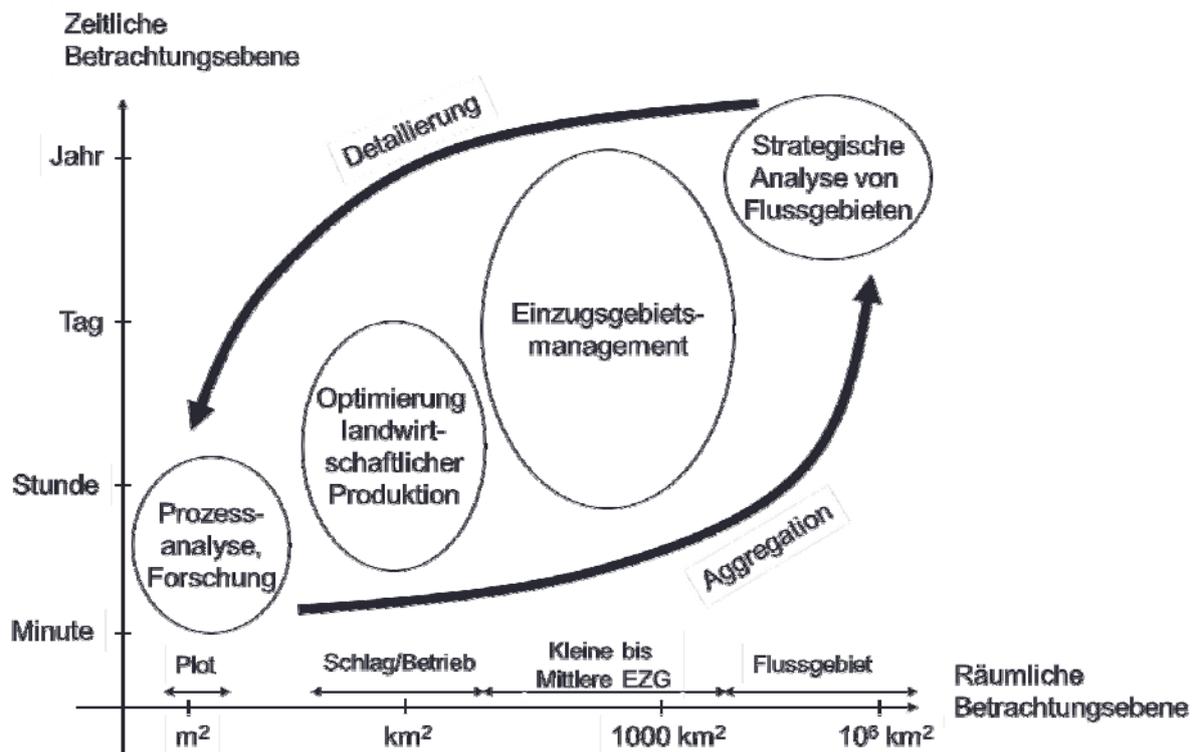


Abbildung 1: Betrachtungsebenen von Stoffbilanzmodellen für Nährstoffe.

Um einen quantitativen Zusammenhang zwischen Aktivitäten im Einzugsgebiet und der Gewässerbelastung herstellen zu können, müssen die verwendeten Modelle und Algorithmen verschiedene Prozesse abbilden können. Ziel ist es, den Eintrag von Nährstoffen aus verschiedenen Herkunftsquellen bzw. über verschiedene Eintragspfade und die Retention bzw. die Denitrifikation in Einzugsgebieten und Gewässern quantifizieren zu können. Als Plausibilitätsprüfung können die berechneten Immissionskonzentrationen bzw. -frachten den Beobachteten gegenüber gestellt werden (Stoffbilanzmodellierung auf Einzugsgebietsebene). Erst wenn eine plausible Übereinstimmung zwischen modellierten und gemessenen Werten nachgewiesen wird, kann die Wirksamkeit von Maßnahmen zur Reduktion von Emissionen auf die Immissionen abgeschätzt werden.

International wird seit Jahren eine Vielzahl von Modellen mit dem Ziel entwickelt, Nährstoffemissionen aus der Landwirtschaft und anderen diffusen Quellen zu quantifizieren bzw. diese Emissionen im Gesamtzusammenhang von Einzugsgebieten darzustellen. Dabei stehen je nach Fragestellung unterschiedlichste zeitliche und räumliche Betrachtungsebenen im Vordergrund. Abbildung 1 zeigt den schematischen Zusammenhang zwischen möglichen Betrachtungsebenen und Fragestellungen für Nährstoffbilanzmodelle.

Während Nährstoffumsätze im Boden auf Plot-Ebene (gemeint ist Betrachtungsebene eines in seiner Ausdehnung begrenzten Flurstückes) auch mit hoher zeitlicher Auflösung modelliert und analysiert werden, konzentrieren sich Fragen der Optimierung der landwirtschaftlichen Produktion in Hinblick auf Nährstoffverluste vor allem auf die Schlag oder Betriebsebene. Modelle zur Unterstützung des Einzugsgebietsmanagement müssen die Betriebsebene verlassen und ganze (Teil-) Einzugsgebiete (EZG) betrachten. Die verschiedenen Quellen und Pfade von Nährstoffemissionen werden in einer Zusammenschau integriert. Entsprechende Modelle betrachten somit eine räumliche Ausdehnung von einigen bis zu einigen Hundert Quadratkilometern. Für die Nährstoffemissionen aus der Landwirtschaft bedeutet das, dass nicht mehr nur der Verlust aus der Fläche quantifiziert werden muss, sondern auch der Transport und die Retention bzw. die Denitrifikation auf dem Weg zum und im empfangenden Gewässer. In der praktischen Umsetzung wird dabei fallweise mit gesamten Teileinzugsgebieten als Einheit gearbeitet. Die Teileinzugsgebiete können aber auch in hydrologische Einheiten untergliedert oder in Rasterzellen zerlegt werden. Die zeitliche Betrachtungsebene liegt zumeist bei einem Tag bis zu einigen Jahren.

Im Zuge dieses Artikels sollen jene Stoffbilanzmodelle betrachtet werden, die zur Analyse von kleinen und mittleren Einzugsgebieten bis hin zu großen Flussgebieten eingesetzt werden können. Auch hier gibt es eine Vielzahl von Entwicklungen, die sich in Hinblick auf ihre regionale Anwendbarkeit, ihre Komplexität, den Datenbedarf und Kalibrierungsaufwand sowie ihre Szenarien-Fähigkeit stark unterscheiden. Abbildung 2 verdeutlicht den Zusammenhang zwischen Komplexität, Art des Modells und der zu erwartenden Modellaussage. Modelle geringer Komplexität basieren zumeist auf Berechnungsansätzen, welche auf empirisch abgeleiteten Zusammenhänge aufbauen. Modelle mit höherer Komplexität leiten ihre Berechnungsansätze aus dem Prozessverständnis

ab; eine Kalibrierung und Validierung an gemessenen Daten ist auch hier erforderlich.

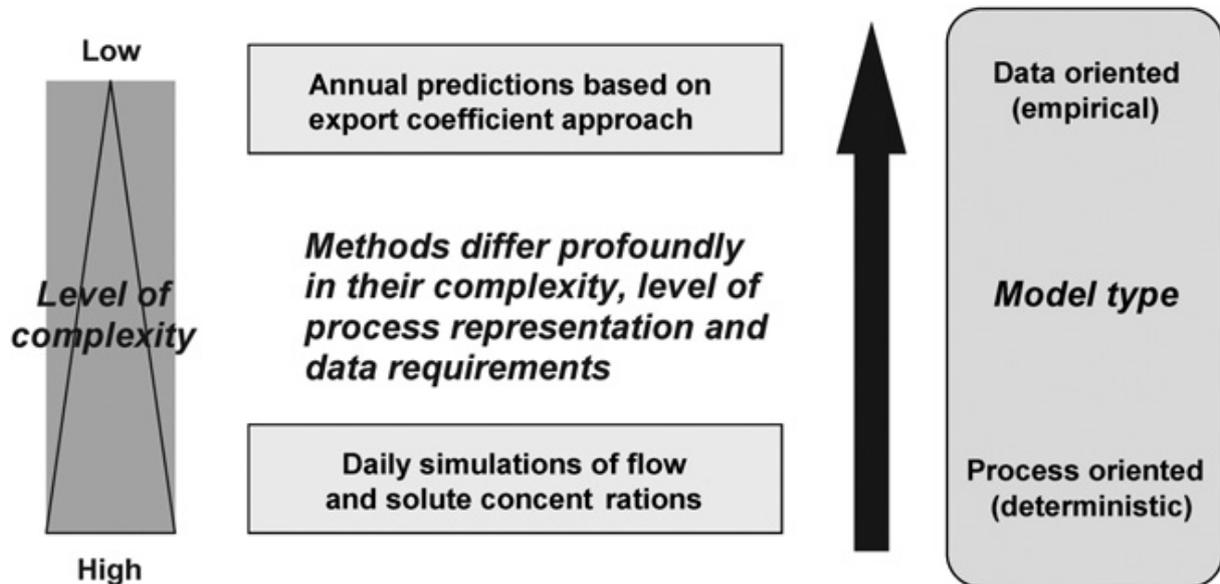


Abbildung 2: Unterscheidung von Nährstoffemissionsmodellen auf Einzugsgebietsebenen nach Komplexität (links), Art (rechts) und dem zu erwartenden Output. (Schoumans et al., 2009).

Das „beste“ Modell gibt es nicht. Die Frage der Eignung eines Modells wird von der jeweiligen Fragestellung, dem aktuellen Systemverständnis, der Datenlage sowie den zeitlichen und personellen Ressourcen der jeweiligen Anwendung abhängen. Das komplexeste Modell liefert nicht generell die plausibelsten Ergebnisse. Während bei einfachen Modellansätzen vielfach die zu starke Vereinfachung der Systemzusammenhänge und ungenügende Abbildung der Heterogenität zum limitierenden Kriterium wird, kann Datenmangel und damit zu hohe Freiheitsgrade bei der Kalibrierung das limitierende Kriterium bei hochkomplexen, prozessorientierten Modellen sein.

Vereinfacht ist ein hypothetischer Zusammenhang zwischen Modell-Komplexität und Plausibilität der Modellergebnisse in Abbildung 3 dargestellt. Dabei wird davon ausgegangen, dass mit steigender Komplexität von Modellen auch die Plausibilität der Ergebnisse steigen wird. Ist jedoch das Systemverständnis oder die Datenverfügbarkeit begrenzt, wird eine weitere Steigerung der Komplexität von Modellen, zu keiner Verbesserung der Plausibilität führen, sondern diese kann sogar mit steigender Komplexität der Modelle wieder abnehmen. Dabei ist jedoch das Optimum der Plausibilität nicht

als fixe Größe zu verstehen, sondern als Variable, die von der jeweiligen Fragestellung, der Datenverfügbarkeit und dem Systemverständnis abhängt. Je besser die Datenlage und das Systemverständnis, desto höher wird die zu erreichende Plausibilität der Modellergebnisse durch komplexere Modelle sein und desto weiter wird sich das Optimum in der Abbildung 3 nach oben rechts verschieben.

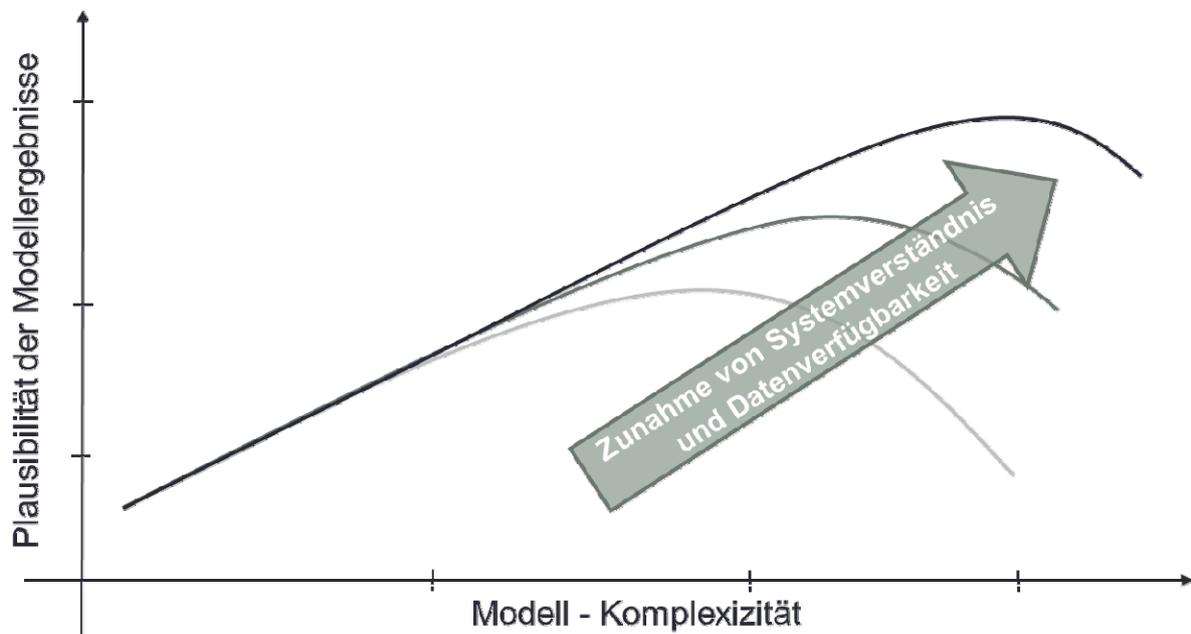


Abbildung 3: Schematischer Zusammenhang zwischen Modell-Komplexität, Plausibilität der Modellergebnisse und Systemverständnis und Datenverfügbarkeit.

Für komplexe Fragestellungen, wie z.B. die Ableitung von Maßnahmenplänen zu Verbesserung des Gewässerzustandes auf der Ebene von Flusseinzugsgebieten, wird oft eine Ensemble-Modellierung mit Kombination von verschiedenen Modellansätzen vorteilhaft sein (Kronvang et al., 2009). Dies kann zum einen dazu dienen, durch Vergleich unterschiedlicher Modellergebnisse deren Plausibilität zu prüfen, zum anderen aber auch dazu genutzt werden, unterschiedliche Betrachtungsebenen mit unterschiedlichen Modellen abzudecken.

Modellansätze zur Ableitung einer optimierten landwirtschaftlichen Praxis können z.B. mit Modellansätzen kombiniert werden, welche diese Emissionsreduktionen im Zusammenhang mit den verschiedenen Emissionen in einem Einzugsgebiet darstellen. Alternativ können über großräumige

Modellansätze sensitive (Teil-) Einzugsgebiete identifiziert werden, für welche dann eine detailliertere Evaluierung von Maßnahmenwirksamkeiten mit höherem/kleinräumigerem Modelaufwand durchgeführt werden kann.

2 Internationale Entwicklungen

2.1 Vergleiche von Nährstoffemissionsmodellen

Da eine Vielzahl von Modellen zur Berechnung von Nährstoffemissionen aus diffusen Quellen und über diffuse Eintragspfade existiert, ist die Orientierung in dem vielfältigen Angebot oft schwierig. Einzelne Untersuchungen zielen daher auf eine vergleichende Bewertung verbreiteter Nährstoffemissionsmodelle ab. Für Deutschland wurde ein Vergleich unterschiedlicher Modelle zur Quantifizierung von Nährstoffeinträgen aus der Fläche von Kunst *et al.* (2004) durchgeführt. Die Modelle MOBINEG 2001 (F&N Umweltconsult Version 0104), Stoffbilanz (TU Dresden, Institut für Geographie), MODIFFUS (Prasuhn, Mohni, 2003 und Prasuhn, Müller, 2003) sowie MONERIS (Behrendt *et al.*, 1999) wurden dabei in vier Untersuchungsgebieten angewandt und nach Kriterien wie Plausibilität der Berechnungsansätze, Pegelabgleich (Vergleich der modellierten mit den beobachteten Frachten), Herkunftsanalyse (Szenarien-Fähigkeit), Datenverfügbarkeit und Praktikabilität der Anwendung bewertet.

Die Autoren wiesen für alle Modelle Vor- und Nachteile aus. Insgesamt attestierten sie allen getesteten Modellen zu diesem Zeitpunkt Mängel in Hinblick auf deren Eignung zur Ableitung von Maßnahmenplänen nach EU-Wasserrahmenrichtlinie. Für das auch in Österreich und dem Donaeinzugsgebiet angewendete Modell MONERIS wurden in Hinblick auf den guten Pegelabgleich bei guter Verfügbarkeit der benötigten Daten Vorteile gegenüber den anderen Modellen ausgewiesen. Kritikpunkte an MONERIS waren vor allem die geringe räumliche Auflösung, der bedienerunfreundliche Modellaufbau und die beschränkten Möglichkeiten der Abbildung von Maßnahmen. Entwicklungen von MONERIS waren in den letzten Jahren stark durch den Versuch der Verbesserung dieser Aspekte geprägt.

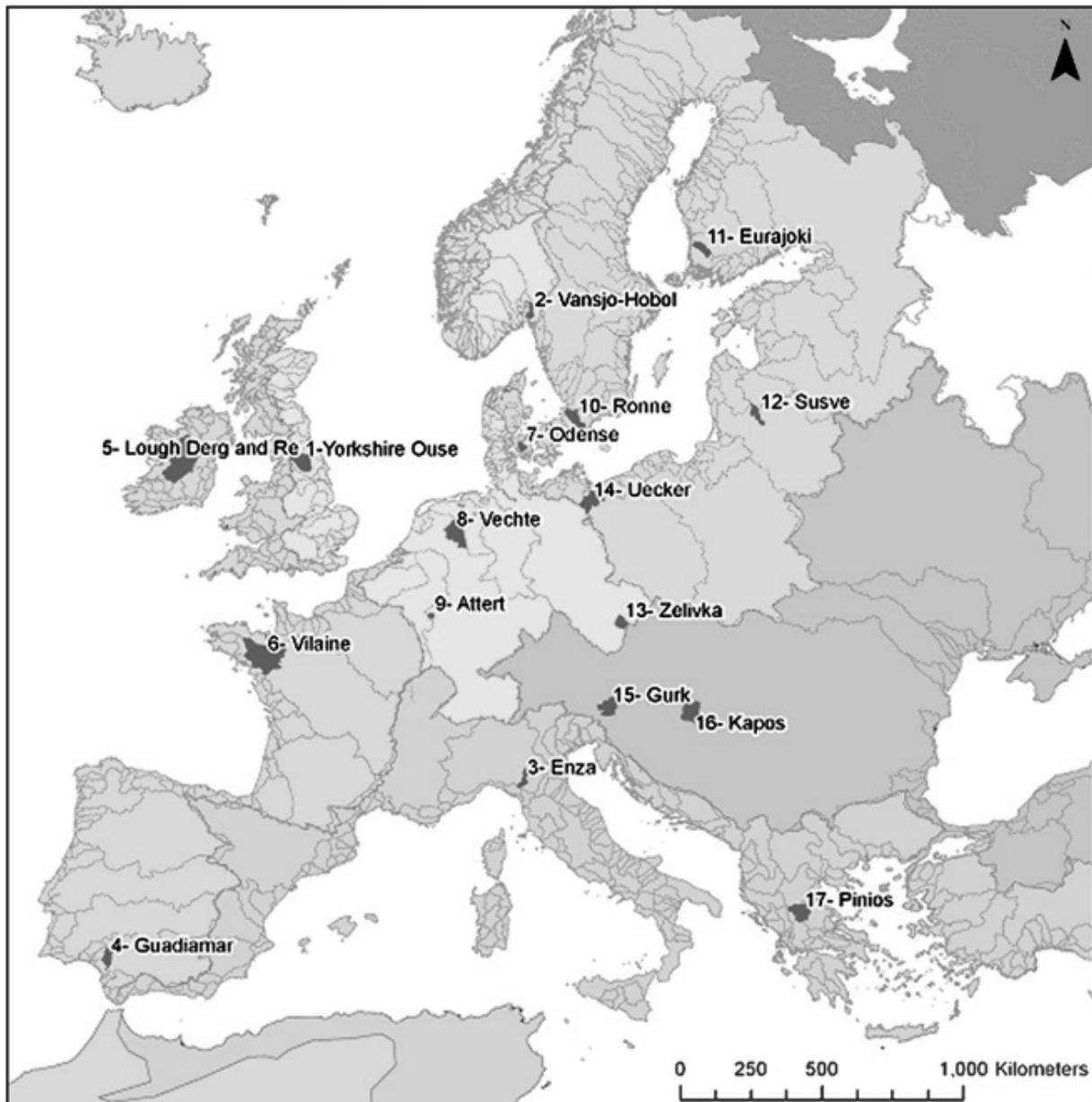


Abbildung 4: Lage der 17 Einzugsgebiete des EROHARP-Netzwerkes in unterschiedlichen Flussgebieten. Die Grauschattierungen weisen unterschiedliche Ökoregionen aus. (Bouraoui *et al.*, 2009)

Auf europäischer Ebene wurde in den Jahren 2004 bis 2009 eine umfangreiche Studie (EUROHARP) mit dem Ziel des Vergleiches und der Harmonisierung von Nährstoffemissionsmodellen durchgeführt (Bouraoui *et al.*, 2009). Bei dieser Studie wurden 9 unterschiedliche Modelle in insgesamt 17 unterschiedlichen Untersuchungsgebieten in unterschiedlichen Europäischen Ökoregionen angewendet (Abbildung 4) und in Hinblick auf unterschiedlichste Kriterien miteinander verglichen.

Unter den 9 Modellen wurden 3 Modelle der höchsten Komplexitätsstufe mit überwiegend prozessorientierten Berechnungsansätzen und sehr hohem Datenbedarf zugeordnet (Schoumans *et al.*, 2009). Die Modellierung von Emissionen aus unterschiedlichen Quellen, von Abflüssen und von Nährstoffkonzentrationen in den Fließgewässern erfolgt hier auf Tagesbasis, die räumliche Auflösung sind hydrologische Einheiten oder Rasterzellen. Zu dieser Kategorie der untersuchten Modelle gehören:

- NLCAT (eine Kombination aus den Modellen ANIMO/SWAP/SWQN/SWQL; Groenendijk *et al.*, 2005/Kroes und van Dam, 2004/Smit und Siderius, 2005/Siderius *et al.*, 2005),
- SWAT (Arnold *et al.*, 1998, Luzio *et al.*, 2001. And Neitsch *et al.*, 2001),
- TRK (eine Kombination aus den Modellen SOILNDB/HBV/HBV-N/TRK; Johnsson *et al.*, 2002/Bergström, 1995/Pettersson *et al.*, 2001/Brandt und Ejhed, 2002 und Ejhed *et al.*, 2003).

Drei weitere Modelle werden einer mittleren Komplexitätsstufe zugeordnet. Diese Modelle erheben nicht den Anspruch, die einzelnen Prozesse des Systems umfassend abzubilden, sondern berechnen die Nährstoffemissionen über unterschiedliche Eintragspfade mit Hilfe konzeptioneller, (halb-) empirischer oder statistisch abgeleiteter Ansätze. Der Anwendungsbereich liegt bei Einzugsgebietsgrößen von 10 km² und mehr. Die Datenanforderungen sind zumeist deutlich geringer als bei den komplexeren Modellen. Typische Eingangsparameter sind der Nährstoffüberschuss auf der Fläche, Nährstoffgehalte der Böden, Bodentypen, Oberflächenbedeckung und Landnutzung sowie die Geländeneigung. Zu dieser Kategorie der untersuchten Modelle gehören:

- MONERIS (Behrendt *et al.*, 2003 und Behrendt, Dannowski, 2005),
- EVENFLOW (Anthony *et al.*, 1996, Lord, Anthony, 2000),
- NLES-CAT (Simmelsgaard *et al.*, 2000).

Die geringste Komplexität und den geringsten Datenaufwand weisen die Modelle:

- NOPOLU (European Environment Agency/IFEN, 2000),
- REALTA (McClure Morton, 2001),
- SA (Source Apportionment, OSPAR, 2000)

auf. Bei diesen Modellen geht die beobachtete Gewässerfracht in die Berechnung ein, die Eintragspfade werden in Abhängigkeit von Einzugsgebietseigenschaften aus einer Bilanzierung gegen die beobachtete Fracht abgeleitet. Diese Modelle verzichten daher auf eine unabhängige Modellierung der Gewässerfrachten, wodurch eine Validierung über den Vergleich der modellierten Fracht mit der beobachteten Fracht nicht möglich ist.

Die Studienautoren verzichten auf eine zusammenfassende Gesamtbewertung der einzelnen Modelle im Vergleich. Stattdessen werden die Möglichkeiten und Grenzen der einzelnen Modelle diskutiert und auf den Vorteil einer gemeinsamen Anwendung unterschiedlicher Modelle (Ensemble-Modellierung) hingewiesen. Eine zusammenfassende Darstellung möglicher Einsatzbereich der unterschiedlichen Modelle in Hinblick auf klimatische Bedingungen, Landschaftsräume, Fließwege und Intensität der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung zeigt die Tabelle 1.

Tabelle 1: Eignung unterschiedlicher Modelle für unterschiedliche Einsatzbereiche (Schoumans *et al.*, 2009)

	Climatic conditions						Landscape					Flow paths				Agricultural activity		
	N	W	M	S	SE	NE	M	H	P	D	R	R	SS	AD	DG	I	M	E
NLCAT – N	o	++	++	o	+	o	o	+	++	++	+	o	++	++	++	++	++	+
NLCAT – P	o	++	++	o	+	o	o	+	++	++	+	o	++	++	++	++	++	+
SWAT – N	o	++	++	+	+	o	o	++	+	o	+	++	++	++	++	++	++	++
SWAT – P	o	++	++	+	+	o	o	++	+	o	+	++	++	++	++	++	++	++
TRK – N	++	++	++	o	o	++	o	++	++	o	o	o	++	++	+	++	++	++
TRK – P	+	o	-/+	o	o	o	o	+	+	o	o	+	++	++	+	-	o	-
MONERIS – N	+	++	++	+	++	++	+	++	++	++	+	++	++	++	o	++	+	++
MONERIS – P	+	++	++	+	++	++	+	++	++	+	+	++	++	++	o	++	++	++
EVENFLOW – N	o	+	+	o	+	+	+	+	+	-	-	+	+	+	o	++	++	o
NLES-CAT – N	o	++	+	o	o	+	o	+	+	o	o	-	-	-	++	++	+	
NOPOLU – N	o	+	+	+	+	+	o	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	o
NOPOLU – P	o	+	+	+	+	+	o	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	o
REALTA – P	-	++	o	o	o	-	o	++	-	o	-	++	-	-	-	++	++	++
SA – N	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
SA – P	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+

^a ++ = highly capable, + = capable, o = partially capable, - = not capable.

Legende:

Klimatische Bedingungen (climatic conditions):

- Nordeuropa (N): NO, S, FI
- Mitteleuropa (M): DE, AT, CZ, PL
- Westeuropa (W): GB, IE, DK, NL, BE, FR, LU
- Südeuropa (S): ES, IT, GR, PT
- Ost- und Südosteuropa (SE): HU, SK, SI, RO, BA, HR, CS, BG, MD, UA
- Nordosteuropa (NE): EE, LV, LI, BY

Landschaftsbild und Geländeneigung (landscape)

- M: Gebirgig, mittlere Geländeneigung > 10%
- H: Hügelig, mittlere Geländeneigung 2–10%

- P: Flachland, mittlere Geländeneigung 0–2%
- D: Delta
- R: Küstengebiete

Betrachtete Fließwege (flow path)

- R: Oberflächenabfluss
- SS: Oberflächennahes Grundwasser
- AD: Drainagen
- DG: Tiefes Grundwasser

Intensität der landwirtschaftlichen Aktivität (Düngaufwand) (agricultural activity):

- I: Intensiv: > 150 kg N/(ha.a) and/or > 10 kg P/(ha.a)
- M: Moderat: 50–150 kg N/(ha.a) and/or 0–10 kg P/(ha.a)
- E: Extensiv: < 50 kg N/(ha.a) and/or < 0 kg P/(ha.a)

Das auch im Donaueinzugsgebiet und in Österreich angewendete Nährstoffemissionsmodell MONERIS fällt in diesem Vergleich durch seine weite Anwendbarkeit und den vergleichsweise geringen Aufwand für Datenbeschaffung und Modellanwendung auf (Schoumans *et al.*, 2009). Auch für die meisten bei dieser Studie untersuchten Gebiete weist MONERIS einen guten Pegelabgleich auf (Kronvang *et al.*, 2009). Die Limitierung in der Anwendbarkeit von MONERIS wird in der geringen zeitlichen und räumlichen Auflösung gesehen, womit die zeitliche Dynamik des Nährstofftransportes nicht abgebildet werden kann, und die räumliche Zuordnung von Maßnahmen eingeschränkt ist.

2.2 Nährstoffmodellierung im Einzugsgebiet der Donau

Im Maßnahmenplan für das Einzugsgebiet der Donau (ICPDR, 2009) werden vier Hauptstressoren für den Zustand der Oberflächengewässer im Donaueinzugsgebiet ausgewiesen:

- organische Verschmutzung
- Verschmutzung mit Nährstoffen
- Verschmutzung mit Mikroverunreinigungen
- hydro-morphologische Veränderungen

Bei der Betrachtung des Donaueinzugsgebietes spielen die Nährstoffe neben deren Bedeutung für die Nichterreicherung des guten Zustandes der lokalen Gewässergüte vor allem in Hinblick auf die Eutrophierungsgefährdung des Donaudeltas und des westlichen Schwarzen Meeres eine entscheidende Rolle.

Die Nährstoffmodellierung ist auf dieser Ebene stark auf den Meeresschutz ausgerichtet.

Für die Nährstoffe Stickstoff und Phosphor liegt eine umfassende quantitative Darstellung des Zusammenhanges zwischen Emissionen (Quellen und Pfade) und der resultierenden Gewässerfrachten für das gesamte Einzugsgebiet der Donau vor. Basierend auf den Vorarbeiten im Rahmen des Projektes daNUbs (2005) wurde das Nährstoffemissionsmodell MONERIS zur Quantifizierung der Nährstoffemissionen im Donaeinzugsgebiet eingesetzt und liefert damit eine wesentliche Grundlage zur Analyse der Nährstoffproblematik im Donaeinzugsgebiet und für die Entwicklung von Maßnahmenplänen zum Schutz des westlichen Schwarzen Meeres vor Eutrophierung.

2.2.1 **MO**delling **N**utrient **E**missions in **RI**ver **S**ystems (MONERIS)

Das MONERIS-Modell ist ein empirisches Modell, das auf Basis von langjährigen Zeitreihen die Stickstoff- und Phosphoremissionen über 7 Eintragspfade in die Fließgewässer berechnet.

Folgende Berechnungspfade werden berücksichtigt:

- Atmosphärische Deposition (Direkteintrag auf Wasseroberflächen),
- Abschwemmung von unbefestigten Flächen (Transport gelöster Komponenten),
- Erosion (Transport partikulärer Komponenten),
- Einträge aus Drainagen,
- Einträge über das Grundwasser,
- Einträge aus urbanen Gebieten bzw. Siedlungsgebieten (hier werden drei unterschiedliche Eintragspfade gemeinsam erfasst: Mischwasserentlastungen, Emissionen über Regenkanäle und von nicht an die Kanalisation angeschlossenen Einwohnern),
- Einleitungen aus Punkteinleitungen (kommunale Kläranlagen und industrielle Direkteinleiter).

Für jedes betrachtete Einzugsgebiet werden die Gesamt-Stickstoff- (TN) und Gesamt-Phosphoremissionen (TP) über die 7 Eintragspfade in die Gewässer berechnet. Neben den Gesamtemissionen wird eine Retention/Denitrifikation im Gewässer berücksichtigt, so dass die Immissionsfracht über die Summe der

Emissionen abzüglich von Retention/Denitrifikation abgeleitet wird. Mit den über Messungen im Gewässer erhobenen Frachten kann ein Modellabgleich durchgeführt werden. Gewässerfrachten werden für die Parameter Gesamtstickstoff (TN), gelöster anorganischer Stickstoff ($\text{DIN} = \text{NO}_3\text{-N} + \text{NO}_2\text{-N} + \text{NH}_4\text{-N}$) und Gesamtphosphor (TP) berechnet.

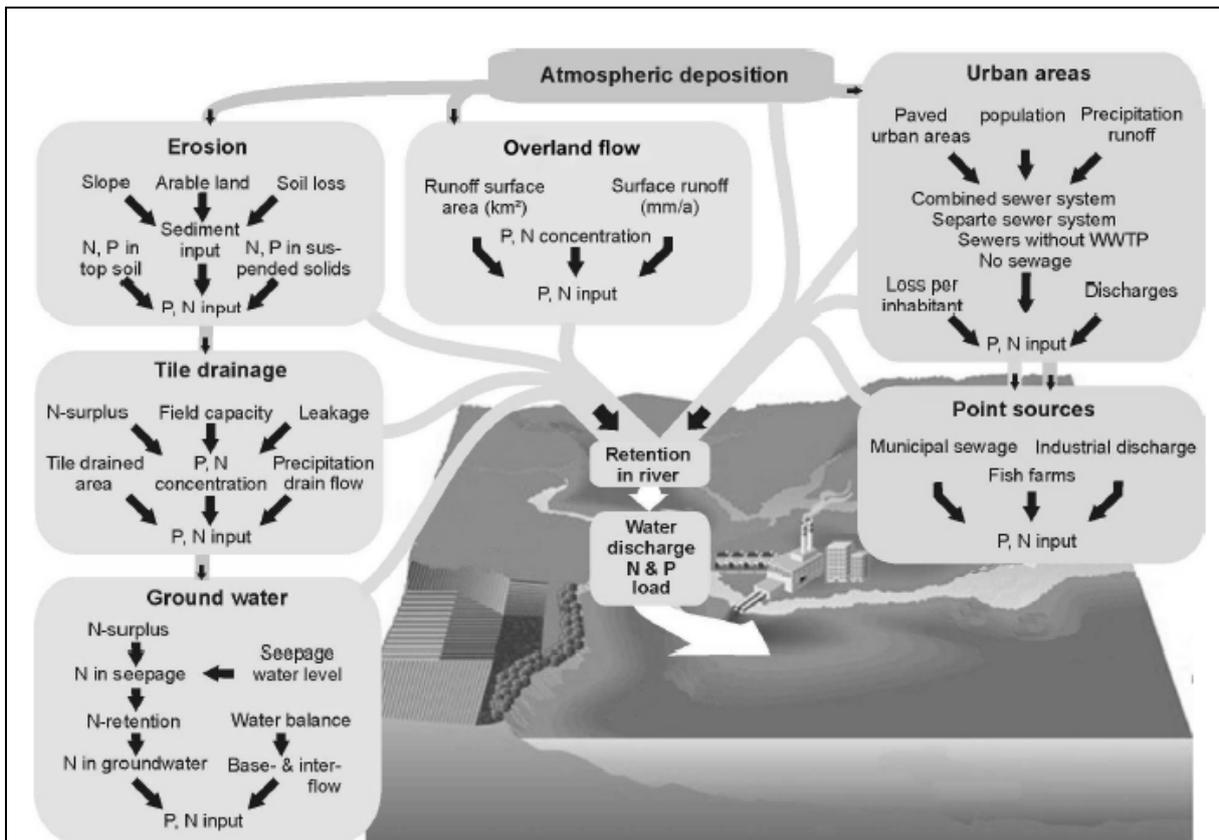


Abbildung 5: Eintragspfade und Prozesse bei der Betrachtung der Nährstoffeinträge in Gewässer mit MONERIS (aus Venohr *et al.*, 2009).

Die Basis für die Berechnung der Emissionen in den Einzugsgebieten ist die Wasserbilanz. Mit Hilfe empirischer Ansätze wird der Anteil des oberflächlichen Abflusses von unbefestigten Flächen, des Abflusses über Drainagen und des Abflusses von versiegelten, urbanen Flächen ermittelt. Hinzu kommt die Wassermenge, die über Punktquellen in einem Einzugsgebiet emittiert wird. Der Abfluss über das Grundwasser (inklusive Interflow) ergibt sich aus der Differenz des Gesamtabflusses im Einzugsgebiet (= gemessener Abfluss) und den rechnerisch ermittelten Abflüssen der übrigen Eintragspfade.

Die ermittelten Abflüsse für jeden Eintragspfad werden mit berechneten Stickstoff- (N) oder Phosphorkonzentrationen (P) (Drainagen, Abschwemmung,

Grundwasser) bzw. mit dem N- und P-Gehalt transportierter Sedimentfrachten (Erosion) multipliziert und so die Fracht berechnet, die über den jeweiligen Eintragspfad in die Gewässer emittiert wird. Ausgehend von Bodenabtragskarten und einer empirisch abgeleiteten Formel für die „sediment delivery ratio“ (Anteil des Bodenabtrages, der das Gewässer erreicht) wird der Sedimenteintrag über der Erosion in die Fließgewässer errechnet. Die Kurzdarstellung des Stoffeintrages über die einzelnen Pfade kann Abbildung 5 entnommen werden. Umfassend werden die Modellberechnungen in Venohr *et al.* (2009) erläutert.

2.2.2 Vom Eintragspfad zur Quelle

Die Berechnung der Emissionen erfolgt im MONERIS-Modell grundsätzlich auf Basis der Eintragspfade. Die Emissionen können zur Verdeutlichung ihrer Herkunft jedoch auch verschiedenen Quellen zugeordnet werden. So können drei Hauptquellen für Stickstoff- und Phosphoreinträge in einem Einzugsgebiet unterschieden werden: „Kommunen und Industrie“, „Landwirtschaft“ und „natürlicher Hintergrund“.

Bei den Einträgen über *Kommunen und Industrie* wird zwischen Einträgen über *Punkteinleitungen* (kommunale Kläranlagen und Kläranlagen industrieller Direkteinleiter) und *sonstigen Einträgen über den Wasserpfad* (Mischwasserentlastungen, Emissionen über Regenkanäle sowie von nicht an die Kanalisation angeschlossenen Einwohnern) unterschieden. Beim Stickstoff sind Kommunen und Industrie zusätzlich noch als Quellen von Einträgen, welche über den *Luftpfad* transportiert werden, zu berücksichtigen. Dabei handelt es sich um die NO_x-Emissionen aus Verkehr, Industrie und Hausbrand, welche über Deposition auf Wald- und offene Flächen oder über Depositionen auf landwirtschaftliche Flächen zur Gewässeremission beitragen und bei der Quell-Zuordnung entsprechend ausgewiesen werden können.

Bei der *Landwirtschaft* als Quelle für Nährstoffemissionen kann zwischen Emissionen, die direkt über die Düngemittelaufbringung oder den Anbau von N-fixierenden Kulturen zu Emissionen über Grundwasser und Oberflächenabschwemmung führen oder *Erosion* unterschieden werden. Beim Stickstoff ist wiederum der Transport über den *Luftpfad* zu berücksichtigen, wobei die NH_y-Abgasungen aus der Viehzucht die wesentlichste Quelle darstellt. Über Deposition auf Wald- und offene Flächen oder über Depositionen

auf landwirtschaftliche Flächen können auch diese Quellen zu Gewässeremission beitragen und bei der Quell-Zuordnung entsprechend ausgewiesen werden.

Die Nährstoffbelastung aus dem *Hintergrund* wird über ein Szenario ohne menschliche Einwirkung abgeschätzt. Als Quellen dienen hier Verwitterung von Gesteinen sowie atmosphärische (z.B. Blitze) oder biologische N-Fixierung, welche über Erosion, Oberflächenabschwemmung oder das Grundwasser in die Fließgewässer eingetragen werden.

2.2.3 Benötigte Eingangsdaten

Für die Anwendung von MONERIS ist ein umfangreicher Datensatz erforderlich, der zumeist aber auch großräumig zur Verfügung steht. Folgende Informationen werden benötigt:

- Digitales Höhenmodell zur Abgrenzung der Einzugsgebiete (vorzugsweise erfolgt die Abgrenzung an den Stellen, wo sich Gütemessstellen in Fließgewässern befinden)
- Informationen über Bodenkennwerte und Bodenabtrag
- Informationen zur Landnutzung, Bewirtschaftung von Ackerflächen (Kulturarten, Erträge) und Viehzahlen zur Berechnung der langjährigen Nährstoffüberschüsse in der Landwirtschaft
- Mittlere, jährliche Wasserbilanzkomponenten (Niederschlag, Verdunstung, Abfluss)
- Hydrogeologische Informationen
- Informationen zur Art der Abwasserentsorgung (Anteil der an die Kanalisation angeschlossenen Bevölkerung, Typ des Kanalnetzes (Misch- oder Trennsystem) und Auslegung des Mischwasserrückhaltes im Falle eines Mischsystems)
- Informationen zu Punktquellen (mittlere jährliche Wassermenge, mittlere jährliche Emissionsfrachten (N und P))
- Informationen über die atmosphärische Deposition
- Gemessene Nährstoffkonzentrationen (N, P) in Fließgewässern
- Gemessene Abflüsse an den Gütemessstellen nahegelegenen Pegeln

Die genannten Informationen werden über GIS-Verschneidungen bzw. über Bilanzierungen so aufbereitet, dass für jedes betrachtete Einzugsgebiet (analytical unit) die flächenspezifischen Informationen in der notwendigen Form vorliegen.

2.2.4 Nutzung von MONERIS bei der Erstellung des Maßnahmenprogrammes für das Donaeinzugsgebiet

Die Entwicklung der Donauversion von MONERIS wurde von Seiten des IGB Berlin in Kooperation mit der „pressures and measures expert group“ der Donauschutzkommission (ICPDR) durchgeführt. Dazu wurde das Donaeinzugsgebiet in rund 800 Teileinzugsgebiete gegliedert, Daten aus dem gesamten Donaeinzugsgebiet zusammengetragen und Emissions- und Retentions-/Denitrifikationsberechnungen für das jeweilige Teileinzugsgebiet als „analytische Einheit“ durchgeführt. Die resultierenden Immissionsfrachten wurden entsprechend eines Abflussbaums aufsummiert, sodass am Auslass jedes Teileinzugsgebietes eine rechnerische Immissionsfracht vorliegt, welche zur Validierung der Berechnungen mit einer beobachteten Immissionsfracht verglichen werden kann (Pegelabgleich), falls diese vorhanden ist.

Als Ergebnis dieser Modellierung ist eine regionale sowie sektorale (Eintragspfade bzw. Emissionsquellen) Ausweisung von Belastungsschwerpunkten für das Untersuchungsgebiet und den Untersuchungszeitraum möglich. In Form einer Szenarien-Analyse kann durch Annahme der lokalen Wirksamkeit von Einzelmaßnahmen deren Auswirkungen auf die Gewässerfrachten im Gesamtzusammenhang dargestellt werden. Damit ist dieses Instrument bereits heute eine wichtige Grundlage zur strategischen Planung von Gewässerschutzmaßnahmen im Donaeinzugsgebiet und kann in Zukunft noch an Bedeutung gewinnen, wenn es darum geht, Emissionsspielräume einzelner Länder festzulegen.

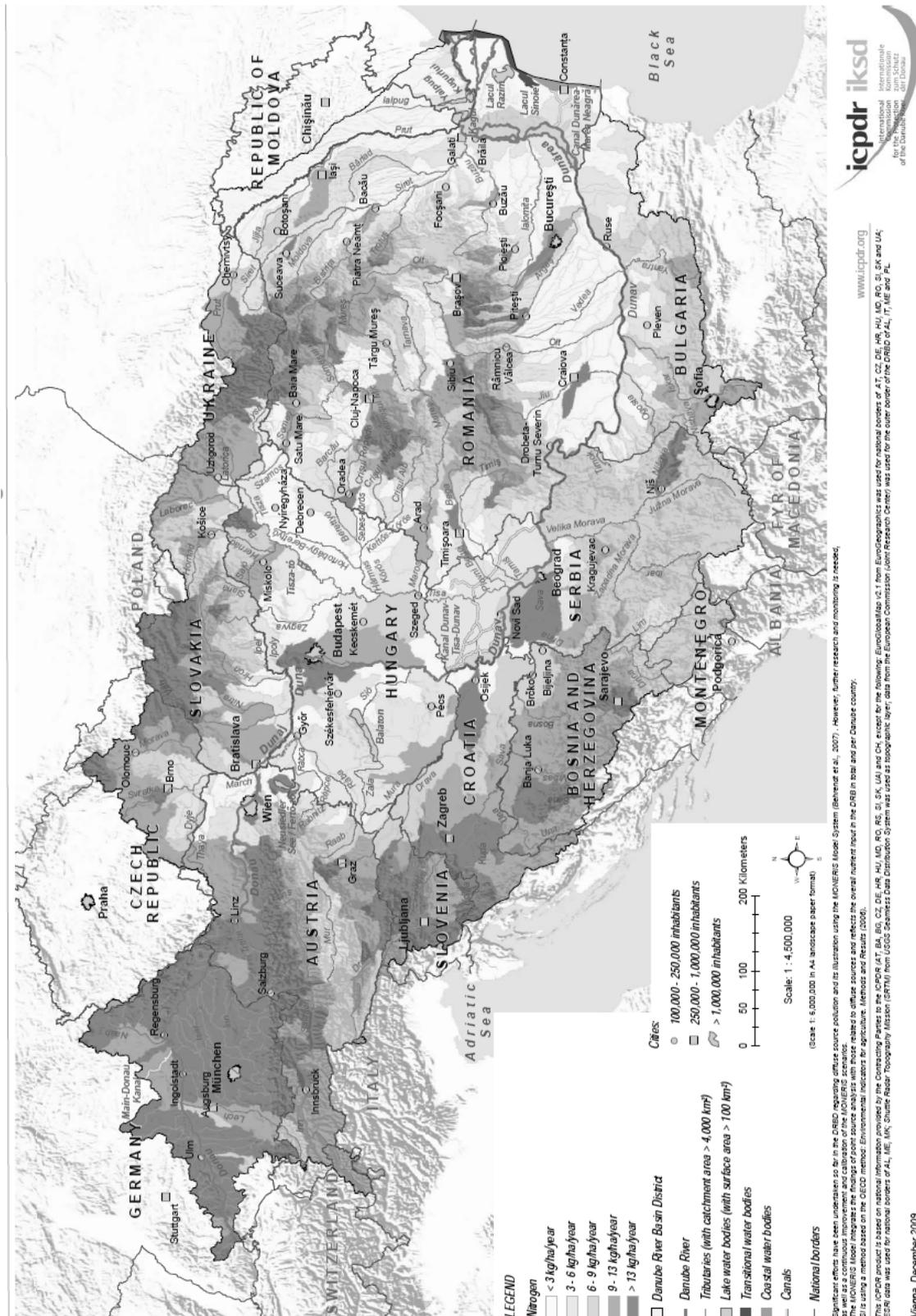


Abbildung 6: Regionale Verteilung der diffusen und punktförmigen, flächenspezifischen Stickstoffemissionen im Donaeinzugsgebiet (ICPDR, 2009). Dunklere Flächen zeigen höhere Flächen-spezifische N-Emissionen an.

Die Abbildung 6 zeigt die regionale Verteilung der gesamten flächenspezifischen Emissionen im Donaeinzugsgebiet am Beispiel des Stickstoffs. „Hotspots“ (dunkelgraue Färbung) mit relativ hohen flächenspezifischen Stickstoffemissionen finden sich vor allem dort, wo eine intensive landwirtschaftliche Produktion mit vergleichsweise großen Abflusshöhen zusammentrifft (z.B. der deutsche Teil des Donaeinzugsgebiets und einige Gebiete Österreichs). Dabei ist aber auch die Bedeutung der Luftverfrachtung von NH_Y und NO_X in den Nordstaulagen der Gebirgsregionen zu erkennen. Für einzelne große Ballungszentren mit ungenügender Abwasserentsorgung bzw. -reinigung können ebenfalls hohe flächenspezifische Emissionen ausgewiesen werden.

In Abbildung 7 und Abbildung 8 ist die anteilige Bedeutung der Emissionsquellen für Stickstoff und Phosphor im Donaeinzugsgebiet für die Referenzsituation (Jahr 2006) dargestellt. Für Stickstoff ist die Dominanz der diffusen Emissionsquellen augenscheinlich. Neben den direkten Verlusten aus einer Düngemittelanwendung spielt aber auch die Luftverfrachtung von NO_X (überwiegende aus dem Verkehr) und NH_Y (überwiegend aus dem Güllemanagement der Landwirtschaft) eine bedeutende Rolle.

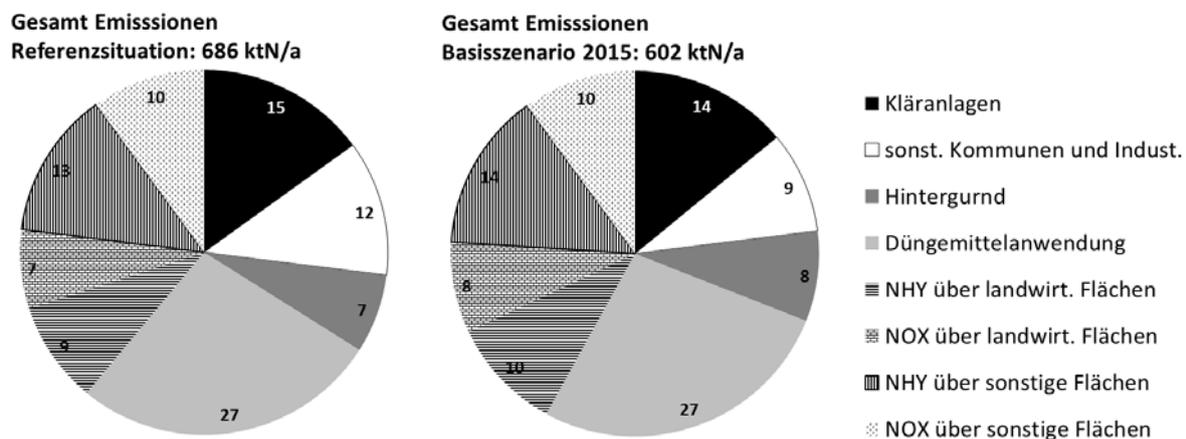


Abbildung 7: Emissionsquellen für Stickstoff im Donaeinzugsgebiet und Abschätzung der Wirksamkeit nationaler Maßnahmen im Basis Szenario 2015 (ICPDR, 2009).

Beim Phosphor dominieren auf der Ebene des gesamten Donaeinzugsgebietes die Emissionen aus Kläranlagen bzw. aus der Abwasserentsorgung von nicht an die Kanalisation oder Kläranlagen angeschlossener Bevölkerung (urbane Gebiete). Bei den landwirtschaftlichen Quellen ist der Eintrag über die Erosion

am Relevantesten. Dem „Basis Szenario 2015“ liegen auf nationaler Ebene vorgesehene Maßnahmen zugrunde. Dies entspricht für die EU-Staaten im Wesentlichen der Umsetzung der „EU Kommunalen Abwasser-Richtlinie“ mit einer Abwasserreinigung mit Nährstoffentfernung gemäß den Anforderungen für sensitive Gebiete. Bei den Nicht-EU-Staaten ist ein sukzessiver Ausbau der Abwasserreinigung mit zumindest biologischer Kohlenstoffentfernung für das gesamte in der Kanalisation gesammelte Abwasser geplant. Beim Phosphor ist zudem noch die weitgehende Einführung phosphatfreier Waschmittel im gesamten Donaeinzugsgebiet vorgesehen. Die durch diese Maßnahmen zu erreichende Emissionsreduktion wird mit etwas mehr als 10 % beim Stickstoff und knapp 20 % beim Phosphor abgeschätzt.

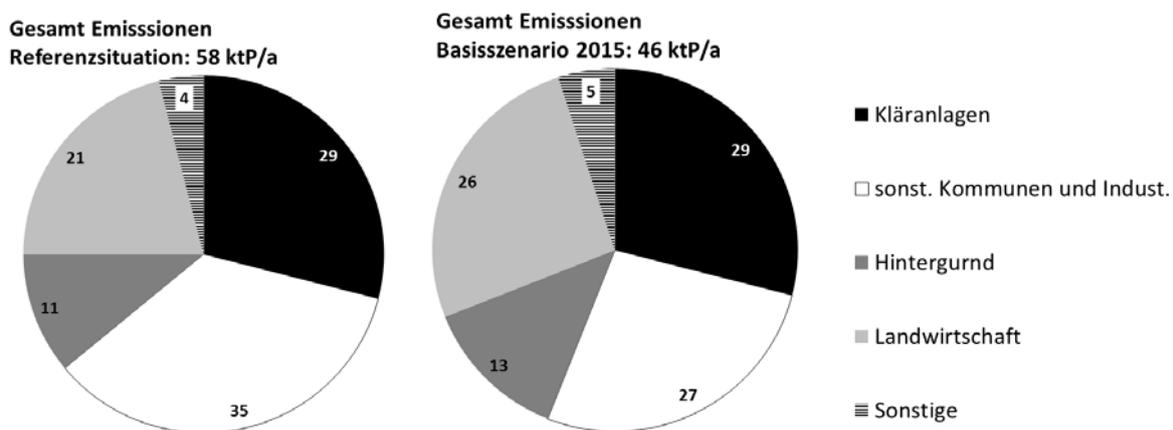


Abbildung 8: Emissionsquellen für Phosphor im Donaeinzugsgebiet und Abschätzung der Wirksamkeit nationaler Maßnahmen im Basis Szenario 2015 (ICPDR, 2009).

Als Zielvorgabe zur Vermeidung einer Eutrophierungsgefährdung des westlichen Schwarzen Meeres wurde eine Reduktion der Einträge über die Donau auf die Frachten der 60iger Jahre definiert. Insgesamt ist davon auszugehen, dass die Reduktion des Nährstofftransportes über die Donau in das Schwarze Meer, die mit den derzeit geplanten Maßnahmen einher gehen wird, nicht ausreichen wird, um diese Zielvorgabe zu erreichen. Maßnahmen über die derzeit national geplanten hinaus werden daher erforderlich sein. Diese werden vor allem beim Stickstoff auch diffuse Einträge erfassen müssen, um den gewünschten Schutz des Schwarzen Meeres vor Eutrophierung zu gewährleisten (ICPDR, 2009).

3 Nationale Entwicklungen

3.1 Nährstoffmodellierung für Österreich

3.1.1 Hintergründe

Wie bereits in der Einleitung erwähnt, stellen Nährstoffparameter neben Österreichs Beitrag zu Einträgen ins Schwarze Meer auch für die lokale Gewässergüte eine relevante Belastung dar. Die Ursachen für erhöhte Belastungen sind stark von der regionalen Situation abhängig. Dies trifft ebenso für die Wirksamkeit von Maßnahmen zur Verbesserung der Immissionsituation zu. Damit ergibt sich auch für Österreich die Notwendigkeit der Verwendung von Werkzeugen, die eine Quantifizierung der Quellen und Pfade von Nährstoffemissionen und die Evaluierung der Effektivität von Maßnahmen zur Reduktion der Nährstoffbelastung von Gewässern auf (Teil-) Einzugsgebietsebene erlauben. In Anlehnung an die Arbeiten im österreichischen Teil des Donaueinzugsgebietes wurde auch in Österreich das Emissionsmodell MONERIS gewählt, um eine Grundlage für Maßnahmenpläne zur Reduktion von Nährstoffemissionen zu erarbeiten.

Für die Erfordernisse der Stoffbilanzierung auf Einzugsgebietsebene in Österreich waren eine Reihe von Adaptierungen und Weiterentwicklungen der Donauversion des MONERIS-Modells erforderlich. Diese wurden im Rahmen eines vom Lebenministerium finanzierten Projektes durch das Umweltbundesamt und das Institut für Wassergüte der TU Wien durchgeführt (Gabriel *et al.*, 2011).

Im Rahmen der Adaptierungen wurde eine höhere räumliche Auflösung angestrebt, um auch für kleinere Einzugsgebiete Aussagen treffen zu können. Insgesamt wurde Österreich dazu in 367 Teileinzugsgebiete mit einer Größe von 10 bis 1000 km² untergliedert, was im Vergleich zu den 77 Teileinzugsgebieten der Donau-Version von MONERIS eine deutliche Erhöhung der Auflösung darstellt. Mit dieser Verkleinerung der Betrachtungseinheit gehen auch höhere Anforderungen an die Auflösung der Eingangsdaten einher. Unter anderem wurden national vorhandene Informationen zu Wasserhaushalt, Drainagierungen, Bodenabtrag, Bodeninformationen und Hydrogeologie mit hoher räumliche

Auflösung genutzt und die Nährstoffbilanzierung in der Landwirtschaft auf Gemeindeebene durchgeführt (Details siehe Gabriel *et al.*, 2011).

Zudem wurden Modellansätze für Nährstoffeinträge aus Gebirgsflächen adaptiert, da die ursprünglichen Ansätze bei alpin geprägten Gebieten mit einer Größe von $< 400 \text{ km}^2$ keinen akzeptablen Pegelabgleich zeigten. Nähere Informationen zu den Adaptierungen finden sich in Zessner *et al.* (2011a).

Auch war es erforderlich, die Modellansätze in Hinblick auf die Anforderungen der Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer (QZV Ökologie OG) zu adaptieren. Während MONERIS darauf ausgelegt ist, mittlere Gewässerfrachten für Gesamtphosphor, Gesamtstickstoff und gesamtanorganischen Stickstoff zu berechnen, sind die Qualitätsziele für Nährstoffparameter in Österreich als 90%-Perzentile der Konzentrationen von $\text{PO}_4\text{-P}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$ festgelegt. So war es erforderlich, das Modell zur Berechnung dieser Kennwerte zu erweitern, um dann die Berechnungsergebnisse den Vorgaben der QZV gegenüberstellen zu können (Details siehe Gabriel *et al.*, 2011).

Derzeit werden die Arbeiten zur Nährstoffbilanzierung auf Flussgebietsebene in Zusammenarbeit zwischen dem Umweltbundesamt, dem Institut für Wassergüte der TU Wien und der wpa Beratende Ingenieure GmbH im Auftrag des Amtes der Oberösterreichischen Landesregierung weitergeführt. Dabei geht es um die Verbesserung der Datengrundlage und die Modellierung der Nährstoffflüsse für das Bundesland Oberösterreich und um eine tiefgreifendere Analyse der regionalen Unterschiede in der Nährstoffbilanz. In weiterer Folge soll eine detaillierte Analyse der Maßnahmenwirksamkeit zur Reduktion von Nährstoffverlusten aus den landwirtschaftlichen Flächen durchgeführt und mit den MONERIS-Modellergebnissen gekoppelt werden. Dies soll dazu dienen die Auswirkungen unterschiedlicher Maßnahmen in der Landwirtschaft in Hinblick auf die Belastung von Gewässern und im Vergleich zu den Auswirkungen siedlungswasserwirtschaftlicher Maßnahmen regionsspezifisch darstellen zu können.

Im Folgenden sollen ausgewählte Ergebnisse der Untersuchungen auf Bundesebene und oberösterreichischer Landesebene dargestellt und diskutiert werden. Die dargestellten Ergebnisse konzentrieren sich vor allem auf Gesamtphosphor bzw. Phosphat-Phosphor, da dieser für den lokalen

Gewässerzustand in Österreich die größere Relevanz aufweist als Stickstoff bzw. Nitrat-Stickstoff. Näheres kann den Veröffentlichungen von Schilling *et al.* (2011), Zessner *et al.* (2011a) sowie den Projektberichten Gabriel *et al.* (2011) und Zessner *et al.* (2011b) entnommen werden.

3.1.2 Modellvalidierung

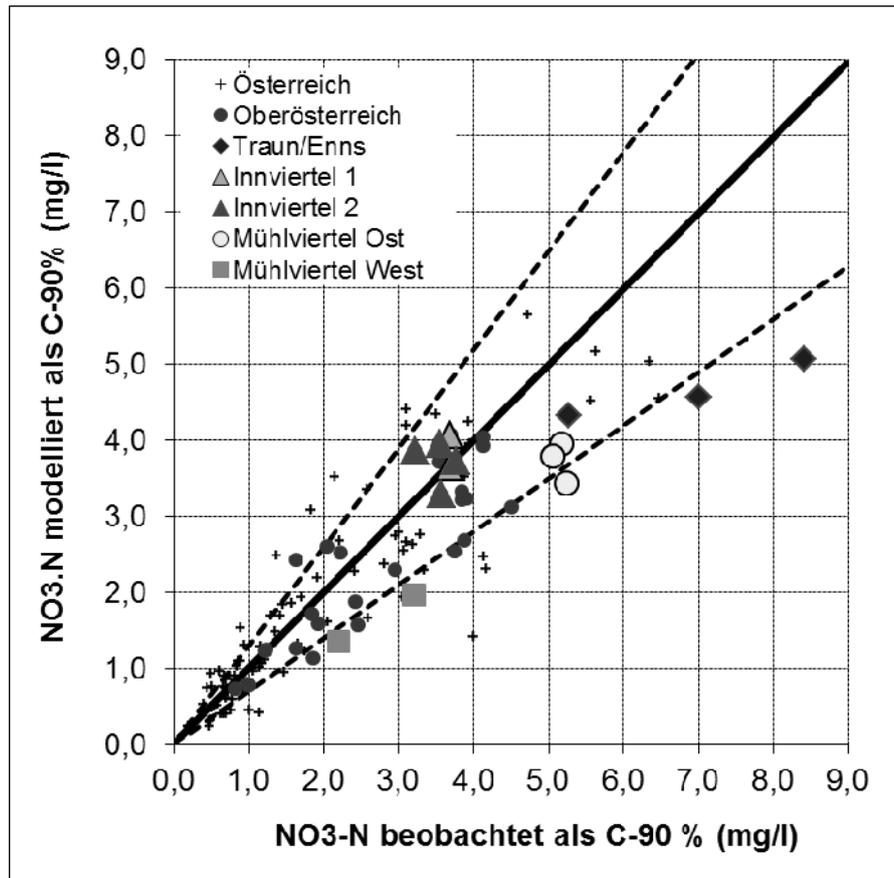


Abbildung 9: Gegenüberstellung beobachteter und modellierter 90% Perzentile der $\text{NO}_3\text{-N}$ Konzentrationen am Gebietsauslass der Modelleinzugsgebiete im Zeitraum 2001-2006.

Abbildung 9 zeigt die Gegenüberstellung von modellierten und beobachteten $\text{NO}_3\text{-N}$ Konzentrationen für alle österreichischen Einzugsgebiete, für welche ein Pegelabgleich möglich war und auf Basis derer die Modeladaptierungen der MONERIS Österreich-Version durchgeführt wurden. Weiters wurden zur Modellvalidierung zusätzliche Daten aus dem oberösterreichischen Landesmessnetz herangezogen und den jeweiligen modellierten Werten gegenüber gestellt. Einzelne Beispielsregionen in Oberösterreich, die einer detaillierteren Betrachtung unterzogen wurden, sind gesondert dargestellt. Die

Abweichungen zwischen beobachteten und modellierten Konzentrationen liegen sowohl für die oberösterreichischen Einzugsgebiete als auch für alle österreichischen Gebiete zumeist bei $< 30\%$. Die höchsten Konzentrationen werden für die Traun-Enns-Platte beobachtet und modelliert, wobei es in diesem Bereich tendenziell zu einer Unterschätzung der Konzentrationen durch die Modellierung kommt.

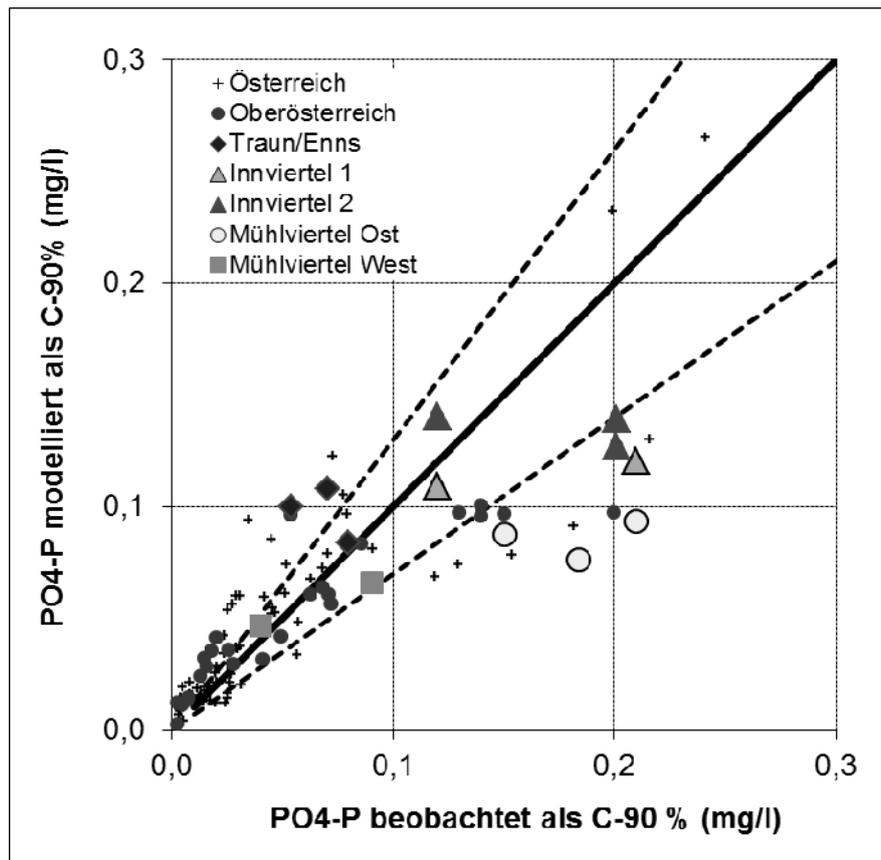


Abbildung 10: Gegenüberstellung beobachteter und modellierter 90 % Perzentile der $\text{PO}_4\text{-P}$ Konzentrationen am Gebietsauslass der Modelleinzugsgebiete im Zeitraum 2001-2006.

Der Konzentrationsvergleich für die 90%-Perzentile der $\text{PO}_4\text{-P}$ Konzentrationen zeigt im Vergleich zu $\text{NO}_3\text{-N}$ eine schlechtere Übereinstimmung zwischen gemessenen und modellierten Konzentrationen (Abbildung 10). Vor allem bei höheren beobachteten Konzentrationen kommt es für die oberösterreichischen Einzugsgebiete teilweise zu einer deutlichen Unterschätzung durch die Modellierung. Dies ist ein Ergebnis, welches bei der Anwendung in Österreich nicht in diesem Ausmaß zu erkennen war und sich am Stärksten in den Einzugsgebieten der Beispielregion „Östliches Mühlviertel“ zeigt. Trotzdem

zeigt sich für viele Einzugsgebiete eine akzeptable Abweichung zwischen den modellierten und gemessenen $\text{PO}_4\text{-P}$ Konzentrationen ($< 30\%$). Für einige Einzugsgebiete weist der gewählte Ansatz zur Transformation der berechneten TP-Frachten auf 90%-Perzentile von $\text{PO}_4\text{-P}$ Konzentrationen jedoch Schwächen auf. Eine weitere Optimierung wird im Zuge der Untersuchungen in Oberösterreich angestrebt.

3.1.3 Regionale Differenzierung

Die im Folgenden beispielhaft dargestellten Ergebnisse sollen die Möglichkeiten der Nutzung der Modellergebnisse veranschaulichen. So können

- Emissionsschwerpunkte ausgewiesen werden (siehe Anwendung im Donaeinzugsgebiet),
- es kann regional differenziert die Bedeutung unterschiedlicher Eintragspfade und Emissionsquellen ausgewiesen werden,
- es können für Gewässer, wo keine Messungen vorliegen, Abschätzungen über den Belastungszustand und damit
- eine Risikoeinschätzung in Hinblick auf die Erreichung des „guten Zustandes“ durchgeführt werden, bzw.
- Grundlagen für die Erstellung eines zielgerichteten Gewässerbeobachtungskonzeptes bereitgestellt werden.
- In weiterer Folge kann die Wirksamkeit von Maßnahmen im Gesamtzusammenhang von (Teil-) Einzugsgebieten evaluiert werden.

In Abbildung 11 ist die regionale Verteilung der modellierten $\text{PO}_4\text{-P}$ Fließgewässerkonzentrationen und die Hauptquellen der Emissionen von löslichem und gelöstem Phosphor dargestellt. Unter Emissionen von löslichem bzw. löslichem/gelöstem Phosphor werden dabei jene Phosphoremissionen verstanden, die entweder in gelöster Form erfolgen (gelöster Phosphor), oder in partikulärer Form erfolgen, aber im Fließgewässer rückgelöst werden können und im Gewässer in gelöster Form transportiert werden (löslicher Phosphor). Für die Eintragspfade Grundwasser, Drainagen, Oberflächenabfluss (definitionsgemäß) und atmosphärische Deposition wurde ein Eintrag in gelöster Form angesetzt. Für die Eintragspfade Erosion aus landwirtschaftlichen Flächen, Punkteinleitungen und sonstige Emissionen aus urbanen Gebieten (nicht an Kanalisation angeschlossene Bevölkerung, Mischwasserentlastungen und

Regenkanalisation) wurde ein Teil als löslich bzw. als löslich/gelöst festgelegt. Der lösliche bzw. gelöste Anteil dieser Eintragspfade wurde, wie bei Gabriel *et al.* (2011) beschrieben, anhand von PO₄-P Messungen im österreichischen Gewässernetz kalibriert und ist in Tabelle 2 dargestellt. Für den Eintrag über Erosion aus nicht landwirtschaftlichen Flächen (Gebirgs- und Waldgebiete) wurde der lösliche Anteil als vernachlässigbar angesehen und daher mit Null angesetzt.

Tabelle 2: Anteil des löslichen bzw. gelösten P in verschiedenen Eintragspfaden.

Eintragspfad	Anteil (-)
Löslicher P Anteil an der Erosion aus landwirtschaftlichen Flächen	0,5
Löslicher/gelöster P Anteil in kommunale und industrielle Punkteinleitung	0,8
Löslicher/gelöster P Anteil in Emissionen aus sonstigen urbanen Gebieten	0,7

Bei Betrachtung der Abbildung 11 zeigt sich, dass die höchsten PO₄-P Konzentrationen im Norden, Osten und Süden Österreichs auftreten. Dies sind auch jene Bereiche, in denen der Eintrag aus landwirtschaftlichen Quellen jene anderer Bereiche überwiegt. Die geringsten Konzentrationen treten entlang des Alpenhauptkammes auf, dort überwiegen vielfach die Hintergrundbelastung mit gelöstem Phosphor aus dem Grundwasser und Oberflächenabschwemmungen von Wald- und offenen Flächen. Um die Ballungszentren ist der Eintrag über kommunale und industrielle Quellen dominant. Werden die Anteile der unterschiedlichen Emissionsquellen für eine ganze Region bzw. ein ganzes Bundesland betrachtet, so sieht man am Beispiel Oberösterreich (Abbildung 12, links), dass der Anteil der Gesamtposphoremissionen aus kommunalen und industriellen Quellen bei ca. 40 % liegen. Betrachtet man die Emissionen an löslichem bzw. gelöstem Phosphor, so steigt der Anteil auf knapp 50 % an (Abbildung 12, links). Deutlich anders ist die Situation, wenn nur jene Regionen Oberösterreichs betrachtet werden, in denen die modellierte Konzentration über dem typspezifischen Umweltqualitätsziel gemäß QZV Ökologie OG liegt (Abbildung 13). Der Anteil der P-Emissionen aus landwirtschaftlichen Quellen liegt für Gesamtphosphor im Mittel dieser Gebiete bei über 60 % und für löslichen bzw. gelösten Phosphor immer noch bei ca. 55 %. Die Hintergrundbelastung spielt in diesen Regionen eine untergeordnete Rolle. Es wird also am Beispiel Oberösterreichs deutlich, dass in den Gebieten, in denen es Probleme mit der lokalen Gewässergüte aufgrund des Phosphors gibt, Einträge aus landwirtschaftlichen Quellen dominieren.

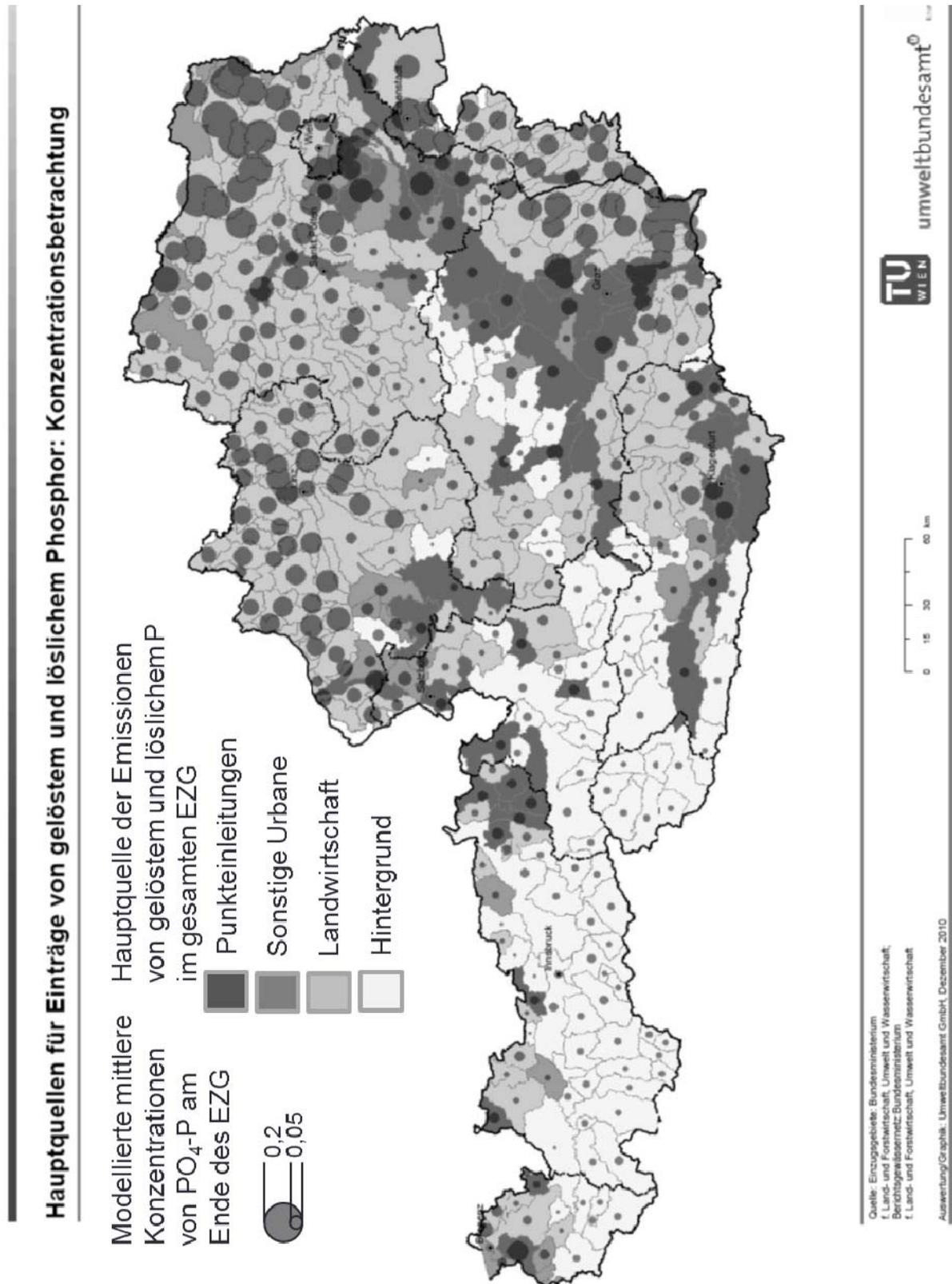


Abbildung 11: Regionale Verteilung der modellierten $\text{PO}_4\text{-P}$ Fließgewässerkonzentrationen und Hauptquellen der Emissionen von löslichem und gelöstem Phosphor bezogen auf das gesamte Einzugsgebiet.

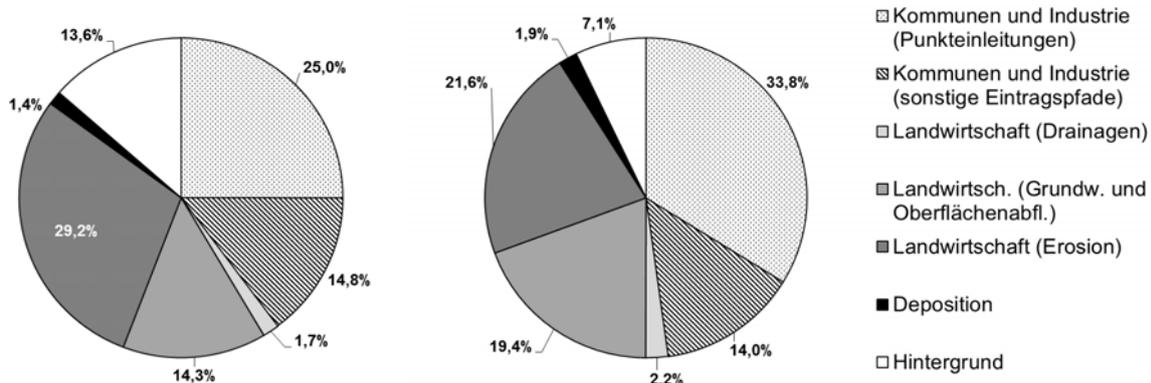


Abbildung 12: Hauptquellen für Gesamt-Phosphoremissionen (links) und lösliche Phosphoremissionen (rechts) in Oberösterreich.

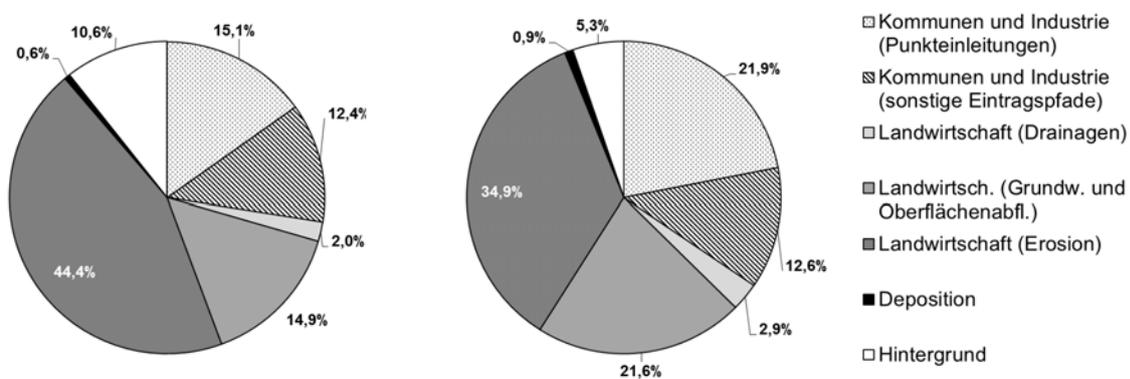


Abbildung 13: Hauptquellen für Gesamt-Phosphoremissionen (links) und lösliche Phosphoremissionen (rechts) für die Einzugsgebiete Oberösterreichs, in denen eine Überschreitung der Richtwerte für den guten Zustand auf Basis der berechneten Konzentrationen festgestellt wurde.

In einem weiteren Schritt wurden die Modellergebnisse genutzt, potentielle Überschreitungen der typenspezifischen Umweltqualitätsziele gemäß QZV Ökologie OG auszuweisen (Abbildung 14). Diese Ausweisung wurden mit den Ergebnissen der Risikoanalyse des Lebensministeriums für die Verfehlung des Qualitätsziels aufgrund von Nährstoffbelastungen und Gewässergüte (BMLFUW, 2005, Karte O10 - Risikoanalyse der Oberflächenwasserkörper in Hinblick auf eine mögliche Zielverfehlung – allgemeine physikalisch-chemische Parameter und biologische Gewässergüte) verglichen. Dabei zeigt sich eine recht gute Übereinstimmung bei der Ausweisung problematischer Gebiete.

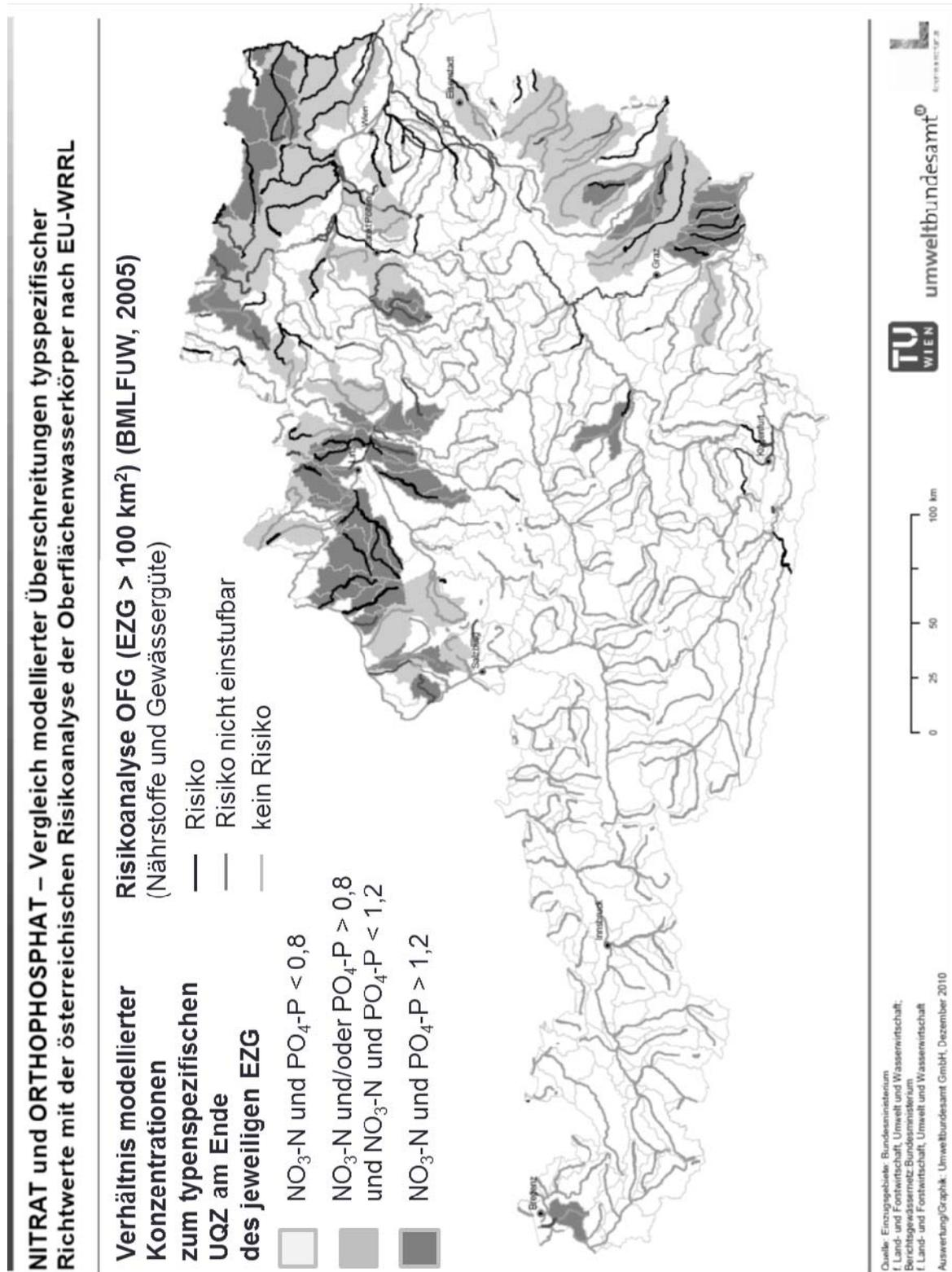


Abbildung 14: Vergleich modellierter Überschreitungen der typenspezifischen Umweltqualitätsziele der QUV Ökologie OG mit der Risikoanalyse der Oberflächenwasserkörper des Lebensministeriums gemäß EU WRRL (BMLFUW, 2005).

3.1.4 Szenarien-Analyse auf nationaler Ebene

Der nächste Schritt im Rahmen einer Nährstoffemissionsmodellierung ist die Evaluierung der Wirksamkeit von Maßnahmen auf Einzugsgebietsebene. Eine Szenarien-Analyse mit Hilfe von MONERIS ist insofern möglich, als die lokale Wirksamkeit von Maßnahmen angenommen wird und dann die Auswirkungen im Gesamtzusammenhang aller Emissionen und unter Berücksichtigung der Retentionen bzw. der Denitrifikation auf Einzugsgebietsebene dargestellt werden können. Zur Berechnung einer möglichen Reduktion der Phosphorbelastungen der Fließgewässer Österreichs wurden folgende Szenarien definiert:

- Einhaltung des Ablauf-Grenzwertes von 0,5 mgP/l für alle kommunalen Einleitungen, zur Berechnung wurde eine mittlere Ablaufkonzentration von 0,4 mgP/l für alle kommunalen Punktquellen angesetzt. Darüber hinaus wurde für industrielle Direkteinleiter eine 50%-ige Reduktion der derzeitigen Emissionen angenommen (SzP1),
- Reduktion des Bodeneintrages in die Fließgewässer aus Erosion von Ackerflächen um 90% (SzP2),
- Anwendung beider vorher genannten Maßnahmen in allen Einzugsgebieten (SzP3),
- Anwendung der Maßnahmen der Szenarien SzP1 und SzP2 in allen Einzugsgebieten mit rechnerischer Überschreitung des typspezifischen Richtwertes für PO₄-P (SzP4).

Die Maßnahmen zur Reduktion des Bodeneintrages könnten durch Kombination verschiedener Erosionsschutzmaßnahmen (z.B. Mulchsaat, Winterbegrünung, Umwandlung in Grünland) auf Ackerflächen oder Errichtung wirksamer Gewässerrandstreifen angestrebt werden. Generell könnten diese Maßnahmen auf jene Bereiche beschränkt bleiben, die zu einem Eintrag in die Fließgewässer beitragen, d.h. eine Neigung in Richtung Fließgewässer aufweisen.

Tabelle 3: Reduktion der Gesamt- Phosphoremissionen sowie des Nettoexportes durch die betrachteten Szenarien in Prozent der Situation des Vergleichszeitraumes 2001 bis 2006.

	SzP1	SzP2	SzP3	SzP4
Reduktion der Gesamt-Phosphoremissionen [%]	15	15	29	10
Reduktion des Netto-Phosphorexportes [%]	18	10	29	9

In Tabelle 3 sind die Auswirkungen der Maßnahmen auf die Reduktion der Gesamtemissionen für Phosphor sowie die Reduktion des Nettoexports über die Fließgewässer (Export minus Import) dargestellt.

Für die Phosphoremissionen wurde, ausgehend von einer berechneten Gesamtphosphoremission von 4.300 tP/a, sowohl für die Maßnahmen im Bereich der Punkteinleitungen (SzP1) als auch im Bereich der Erosionsschutzmaßnahmen (SzP2) eine Reduktion der Gesamtemission von jeweils 15% berechnet. Über die Kombination beider Maßnahmen ist eine Reduktion der Gesamtemission von knapp 30% möglich. Im Hinblick auf den Nettoexport von Phosphor aus Österreich sind die Reduktionen bei den Punktquellen effektiver als der Erosionsschutz im Einzugsgebiet. Dies lässt sich damit begründen, dass die Emissionen aus Punktquellen überwiegend in die größeren österreichischen Gewässer erfolgen (Donau, Mur, Enns, Drau, Inn), in denen die Gewässerretention gering ist. Der Erosionsschutz dagegen verringert jedoch vor allem jene Emissionen, die in kleinere Gewässer gelangen, wo die Gewässerretention eine deutlich größere Rolle spielt.

Werden Emissionsreduktionen nur in jenen Einzugsgebieten angesetzt, in denen es aufgrund der Modellierung zu Richtwertüberschreitungen kommen kann, dann ergibt sich für Gesamtösterreich eine ca. 10%ige Emissionsreduktion, die sich durch Retention etwas gemindert auf den Phosphorexport aus Österreich auswirkt.

Betrachtet man die Auswirkungen der Maßnahmen auf die lokale Gewässergüte (Betrachtung der Konzentrationen anstatt der Frachten), so ergibt sich ein völlig anderes Bild. In Abbildung 15 sind die Auswirkungen der Maßnahmen in Form von Überschreitungshäufigkeiten von Konzentrationen – ausgedrückt als Quotient aus modellierter Konzentration C_{mod} (90%-Perzentil) und typspezifischem Richtwert für $\text{PO}_4\text{-P}$ – dargestellt. Hervorgehoben ist der Konzentrationsbereich, der eine mögliche Richtwertüberschreitung anzeigt ($C_{\text{mod}}/\text{RW} > 0,8$).

Bei den Phosphoremissionen führen die Maßnahmen im Bereich der Punkteinleitungen und beim Erosionsschutz zur gleichen Emissionsreduktion. In Hinblick auf die Konzentrationen in den lokalen Gewässern wirken sich die Maßnahmen im Bereich des Erosionsschutzes (SzP2) wesentlich stärker aus als Maßnahmen bei Punkteinleitungen (SzP1) (siehe Abbildung 15). Überschreiten

in der Darstellung der aktuellen Situation ca. 16% der Gewässer den Bereich der Richtwertüberschreitungen ($C_{\text{mod}}/\text{RW} > 1$), so sind es für SzP1 ca. 14% und für SzP2 noch ca. 9%. Werden Reduktionen in beiden Bereichen umgesetzt, kann dies den Anteil der Gewässer mit rechnerischen Richtwertüberschreitungen auf ca. 7% reduzieren (SzP3). Werden die Emissionsreduktionen nur in jenen Einzugsgebieten umgesetzt, welche in Hinblick auf die $\text{PO}_4\text{-P}$ Konzentrationen problematisch sind (SzP4), so kann für diese Gewässer dieselbe Verbesserung erreicht werden wie bei flächendeckender Umsetzung der Emissionsreduktionen.

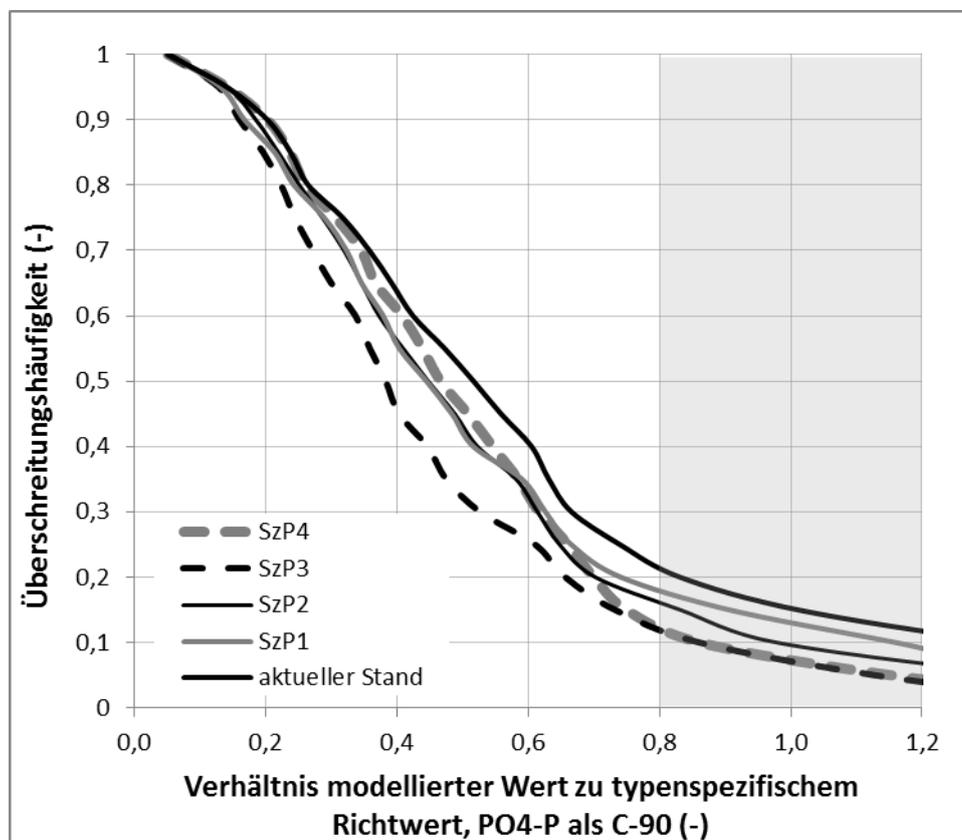


Abbildung 15: Überschreitungshäufigkeit des Verhältnisses von C-90%-Werten in den Gewässern zum typenspezifischen Richtwert für modellierte $\text{PO}_4\text{-P}$ Gewässerkonzentrationen bei unterschiedlichen Szenarien.

Die in Hinblick auf $\text{PO}_4\text{-P}$ problematischen Einzugsgebiete umfassen etwa 16% der Fläche des österreichischen Staatsgebietes. Derzeit werden in diese Gebieten etwa 13% der gesamten Phosphoremissionen aus Punkteinleitungen Österreichs emittiert. Diese Punkteinleitungen wären damit von weiteren Reduktionsmaßnahmen betroffen, wenn für diese eutrophierungsgefährdeten Gewässer verschärfte Emissionsanforderungen festgelegt werden würden. Von

den österreichischen Ackerflächen liegen dagegen 40% in den problematischen Gebieten. Etwa 60% der Erosion, welcher der Landwirtschaft zugeordnet werden kann, ist auf diese Gebieten konzentriert. Geht man davon aus, dass etwa 20% der Ackerflächen aufgrund ihrer Lage und Neigung zum Gewässer tatsächlich zu einem Eintrag von Bodenmaterial in die Fließgewässer beitragen, wären umfassende Erosionsschutzmaßnahmen auf ungefähr 8% der österreichischen Ackerflächen notwendig, um Emissionen in gefährdete Gewässer zu reduzieren.

Selbst nach deutlicher Reduktion der Emissionen aus Punktquellen und umfassendem Erosionsschutz auf Ackerflächen verbleiben Gewässer, in denen eine Überschreitung des Richtwertes für $\text{PO}_4\text{-P}$ wahrscheinlich ist.

3.1.5 Grenzen der derzeitigen Modellierung und Ausblick

Wie aus der Szenarien-Analyse auf nationaler Ebene ersichtlich, liegt eine Einschränkung der Analyse der Auswirkung von Maßnahmen mit dem MONERIS-Modell darin, dass die lokalen Maßnahmen nicht explizit Teil der Modellierung sind. Bisher wurden lediglich lokale Wirksamkeiten von Maßnahmen angenommen und deren Auswirkungen auf die Gewässerbelastung im Gesamtzusammenhang aller Eintragspfade berechnet. Es wurde dabei nicht explizit betrachtet, welche der vielen möglichen Maßnahmen konkret eingesetzt werden kann, um die angenommene lokale Maßnahmenwirksamkeit zu erreichen (z.B. Auswahl von einem Katalog möglicher Maßnahmen in der Landwirtschaft).

Zudem kann auf Teileinzugsgebietsebene nicht differenziert werden, wo (auf welchen Flächen innerhalb des Teileinzugsgebietes) eine Maßnahme gesetzt wird. Die Auswirkungen von Maßnahmen auf die Emissionen in die Gewässer hängen jedoch teilweise stark davon ab, wo sie stattfinden (z.B. beim Erosionsschutz).

Im Rahmen der Arbeiten für das Amt der oberösterreichischen Landesregierung und in Zusammenarbeit mit Fachleuten aus dem Bereich der Landwirtschaft (Max Kuderna, wpa – Beratende Ingenieure GmbH) wird zurzeit eine Erweiterung der Möglichkeiten zur Szenarien-Betrachtung durchgeführt. Zu diesem Zweck wird die lokale Wirksamkeit unterschiedlichster Maßnahmen zur Reduktion der Nährstoffverluste aus dem Bereich der Landwirtschaft erhoben,

jene landwirtschaftlichen Bereiche definiert, in welchen diese Maßnahmen sinnvoller Weise angewandt werden können und Schnittstellen erarbeitet, über welche die lokale Wirksamkeit der Maßnahmen in die Nährstoffmodellierung auf Einzugsgebietsebene eingebunden werden können. Daneben werden auch mögliche weitergehende Maßnahmen im Bereich der Siedlungswasserwirtschaft in die Betrachtungen mit einbezogen. Hier ist eine Einbindung in die Nährstoffmodellierung zumeist deutlich einfacher vorzunehmen.

Folgende Maßnahmen aus dem Bereich der Landwirtschaft sollen im Rahmen diese Überlegungen betrachtet werden:

- Umwandlung von Grünland in Ackerland
- Stilllegung von Ackerland (Grünbrache)
- Begrünung von Ackerflächen
- Bodenbearbeitungsauflagen
- Fruchtfolgeauflagen
- Düngebeschränkungen
- Düngung nach Bodenvorrat
- Qualifizierung und Aufzeichnung
- Wirtschaftsdüngermanagement
- Verlustarme Ausbringung

Soll in einer weiteren Detailierung zusätzlich eine lokale Verortung von Maßnahmen durchgeführt werden, bieten sich rasterbasierte Ansätze der Modellierung an. Die Anwendung dieser Modellansätze mit einer höheren regionalen Auflösung ist zumeist jedoch mit einem wesentlich höheren Rechenaufwand und/oder Datenbedarf verbunden. Eine Möglichkeit, um die Vorteile unterschiedlicher Methoden zu nutzen, ist die Anwendung von Modellensembles. So können zum Beispiel mit MONERIS jene (Teil-) Einzugsgebiete ausgewiesen werden, für die eine nähere Betrachtung von besonderem Interesse ist. Speziell in diesen Einzugsgebieten können aufwändigere Methoden mit höherer Auflösung angewandt werden, um in einem Einzugsgebiet besser verorten zu können, wo eine Maßnahme eine Wirksamkeit in Hinblick auf eine Verringerung der Gewässerbelastung liefern kann. Eine entsprechende Vorgangsweise wird auch im Rahmen der Arbeiten für das Amt der Oberösterreichischen Landesregierung getestet. Diesbezügliche Arbeiten

sind jedoch noch nicht abgeschlossen. Im Folgenden wird mit *PhosFate* ein rasterbasiertes Modell zur Berechnung von Phosphoremissionen und Maßnahmenwirksamkeiten mit Schwerpunkt auf dem Erosionspfad vorgestellt.

3.2 Rasterbasierte Modellierung

3.2.1 PhosFate

PhosFate wurde als Phosphoremissionsmodell (Phosphorus Fate, Kovacs *et al.*, 2008) für das Einzugsgebietsmanagement entwickelt. Mit Hilfe des Konzepts der „kritischen Gebiete“ hilft es, effektive Management-Maßnahmen in Einzugsgebieten zu planen und die möglichen Einflüsse der Maßnahmen auf die Phosphorfrachten und -konzentrationen in den Oberflächengewässern abzuschätzen. PhosFate ist ein semi-empirisches, langfristiges (Jahrdurchschnitts-) Modell mit räumlich hoch aufgelösten Eingangsgrößen. Das Modell berechnet die relevanten Prozesse auf Basis von Rasterzellen (z. B. Rasterzellen von 10x10 bis 100x100 m).

Die aktuelle Version des PhosFate-Modells berechnet die Hauptelemente des hydrologischen Kreislaufes, den Abfluss, den Bodenabtrag, die lokalen Phosphoremissionen, die Phosphorretention und den Phosphortransport im Einzugsgebiet und in Fließgewässern. Zudem kann der Einfluss von Punktquellen und Reservoirs berücksichtigt werden. Außerdem enthält das Modell ein Optimierungsalgorithmus, über welchen es möglich ist jene Rasterzellen auszuweisen, wo die Effektivität von Maßnahmen in Hinblick auf die Belastung der Fließgewässer am höchsten ist. Das Modell wurde bereits für verschiedene Testgebiete (mit Einzugsgebietsgrößen von 10 bis 10.000 km²) in Zentral- und Südeuropa (Ungarn, Österreich, Schweiz, Albanien) validiert (Kovacs *et al.*, 2008, Honti *et al.*, 2010, Kovacs *et al.*, 2012, Kovacs *et al.*, 2012).

Für die Anwendung des Modells ist eine Reihe von Inputdaten erforderlich. Die Auflösung der Inputdaten bestimmen dabei die sinnvolle Größe der im Modell betrachteten Rasterzellen. Zudem ist derzeit die Anzahl der Rasterzellen, die über das Modell verarbeitet werden kann, beschränkt. Mit einem herkömmlichen PC können etwa 10 Millionen Rasterzellen auf einmal verarbeitet werden. Folgende Daten werden benötigt:

- digitale Karten (Höhenmodell, Landnutzung, Typen des Oberboden, Humusgehalt),
- meteorologische Daten (saisonale Verteilung des Niederschlags und der potenziellen Verdunstung, durchschnittliche Lufttemperatur und Windgeschwindigkeit, Verteilung des Niederschlags zwischen Intensitätsklassen),
- statistische Daten (landwirtschaftlicher Phosphorüberschuss, Abwassermengen und -frachten),
- Koordinaten von Punktquellen und Reservoiren, Volumen der Reservoiren).

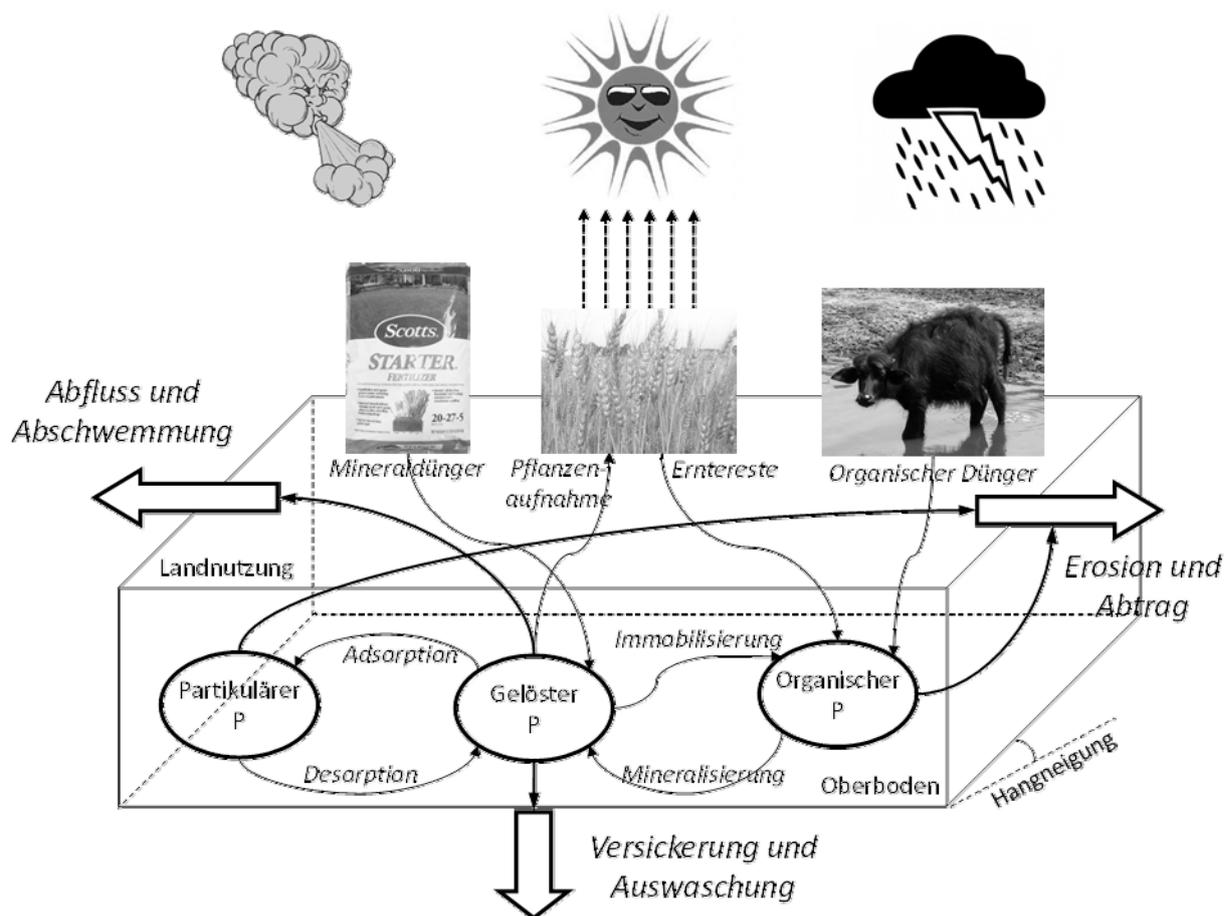


Abbildung 16: Schema des Emissionsmodells.

Das Modell besteht aus drei Teilmodellen: Teilmodell Emissionen, Teilmodell Transport und Teilmodell Optimierung. Aufgabe des Emissionsmodells (Abbildung 16) ist es, die Emissionen am Ort ihrer Entstehung zu quantifizieren. Dieses Teilmodell berücksichtigt die wichtigsten Steuerungselemente der Emissionen: den Oberflächenabfluss, den Bodenabtrag und die Versickerung.

Neben Abfluss und Erosion wird der langfristige Phosphorüberschuss im Oberboden berechnet, daraus der Gesamt-Phosphorgehalt ermittelt und zwischen der gelösten und partikulären Phase aufgeteilt. Emissionen werden entsprechend den verschiedenen Emissionspfaden (gelöste Phosphoremissionen durch Abschwemmung und Auswaschung, partikuläre Phosphoremissionen durch Erosion) bestimmt. Die Emissionskomponenten werden für jede Zelle unabhängig von den anderen Zellen berechnet. Der Output des Emissionsmodells sind die Zellenwerte (räumliche Verteilung in dem Einzugsgebiet) der hydrologischen Komponenten, des Bodenabtrages und der lokalen Phosphoremissionen über die verschiedenen Pfade.

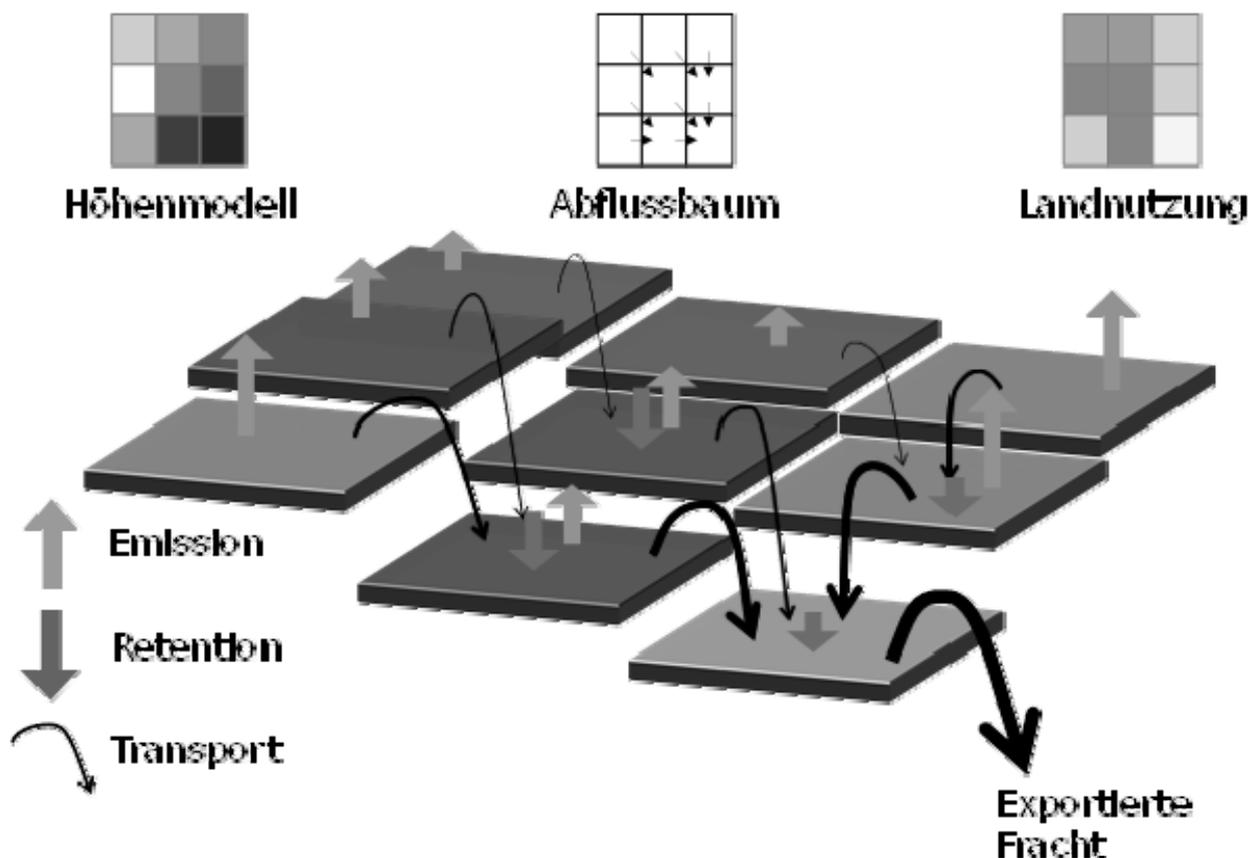


Abbildung 17: Schema des Transportmodells.

Das Transportmodell (Abbildung 17) verbindet die individuellen Zellen und berechnet den Transport und die Retention der Stofffrachten im Einzugsgebiet bis zum Einzugsgebietsauslass. Der Wassertransport, der Schwebstofftransport sowie der Transport von gelöstem und partikulärem Phosphor aus punktuellen und diffusen Quellen werden separat berechnet. Dazu werden der Oberflächenabfluss, die Schwebstofffracht, die Phosphorfrachten aus

Abschwemmung, Erosion und Punktquellen im Einzugsgebiet und den Flüssen anhand des Abflussbaumes Zelle für Zelle weiter transportiert. Dabei wird in jeder Zelle auch die Retention von Schwebstoffen und partikulärem Phosphor berücksichtigt. Der Basisabfluss und die mit dem Basisabfluss transportierten Frachten werden, als aufsummierte Zellenwerte der Versickerung und der Emissionen durch Auswaschung, als summarischer Input in die Fließgewässerzellen betrachtet. Der Output des Transportmodells ist der Abfluss, der Sedimenttransport sowie die gelöste und partikuläre Phosphorfracht in jeder Zelle. Zudem können die Schwebstoff- und Phosphorretention in jeder Zelle sowie die Fließzeiten von jeder Zelle zum Gebietsauslass angegeben werden.

Um Emissionen aus diffusen Quellen möglichst effizient zu reduzieren, sollen Maßnahmen vor allem dort gesetzt werden, wo sie für die jeweilige Zielerreichung effektiv wirken. So unterscheiden sich die Zellen in ihrem Beitrag zu den Emissionen und ihrer Transportwirksamkeit. Jene Zellen, die am meisten zu den lokalen Emissionen beitragen, bieten sich als Zielobjekte für ein Quellmanagement (z. B. Erosionsschutz, Umwandlung der Landnutzung) an. Andere Zellen, die möglicherweise weniger Emissionen aufweisen, aber eine wichtige Transportfunktion aufweisen, bieten sich als Zielobjekte für Maßnahmen zur Transportminderung von Schwebstoffen und Phosphorfrachten an (ökologische Ausgleichsflächen, Gewässerrandstreifen zur Retention von Schwebstoffen). Das Optimierungsmodell basiert auf diesen zwei Funktionen, die Maßnahmen auf einer Zelle haben können: Quellmanagement und Transportminderung. Der Algorithmus des Optimierungsmodells schätzt für jede Zelle die durch eine Maßnahme in dieser Zelle erreichbare Frachtreduktion für partikulären Phosphor in Hinblick auf den Phosphortransport an einem Betrachtungspunkt im Einzugsgebiet ab und legt eine Maßnahme für jene Zelle fest, welche die höchste Effektivität aufweist. Diese Maßnahme beeinflusst das Reduktionspotential anderer Zellen. Somit wird die Rechnung von neuem gestartet und wieder, jene Zelle gesucht, wo durch eine Maßnahme unter den geänderten Bedingungen die höchste Effektivität zur Frachtreduktion erreicht wird. Dieser Prozess wird solange wiederholt, bis ein vorgegebenes Ziel zur Frachtverminderung erreicht ist. Das Ergebnis ist eine Prioritätenreihung der Zellen in Hinblick auf die Wirksamkeit von Maßnahmen zur Reduktion von Phosphorfrachten in einem Punkt des Gewässernetzes.

3.2.2 Anwendung für das Wulka-Einzugsgebiet (für partikulären Phosphor)

Eine Modellierung für das Wulka-Einzugsgebiet (Ost-Österreich, 380 km²) soll im Folgenden als Beispiel für eine Anwendung des Modells für partikuläre Phosphorfrachten kurz dargestellt werden. Das Wulka-Einzugsgebiet weist eine starke landwirtschaftliche Prägung auf (54 % des Einzugsgebietes sind Acker- und Weinbaufläche, 12 % ist Grünland). Durch tägliche Messungen der Phosphorkonzentrationen im Einzugsgebietsauslass bei Schützen bietet das Gebiet eine gute Datenbasis zur Kalibrierung und Validierung des Modells. Neben dem Pegel in Schützen wurden drei weitere Messstellen des Einzugsgebietes zur Validierung der Modellergebnisse herangezogen. Für die Rasterzellen wurde eine Auflösung von 50x50m gewählt.

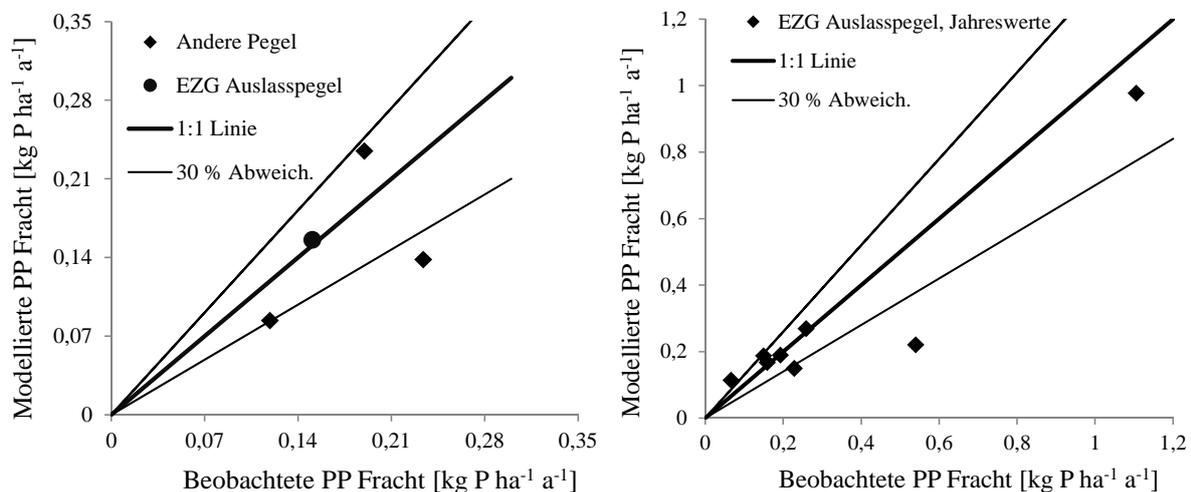


Abbildung 18: Vergleich der modellierten und beobachteten Frachten im Wulka-Einzugsgebiet (links: langfristige Werte, rechts: jährliche Werte).

Abbildung 18 zeigt einen Vergleich zwischen modellierten und beobachteten Frachten von partikulärem Phosphor aus der Erosion („Event Load“ = Gesamtfracht minus Basisfracht). Die Kalibrierung wurde für die langjährigen Mittelwerte der transportierten Frachten beim Einzugsgebietsauslass in Schützen durchgeführt. Hier können die beobachteten Frachten sehr exakt durch das Modell wieder gegeben werden. Für die Validierungspegel im Einzugsgebiet und die einzelnen Jahre beim Pegel Schützen treten etwas größere Abweichungen zwischen beobachteten und modellierten Frachten auf. Zumeist liegt die Abweichung jedoch unter 30 %.

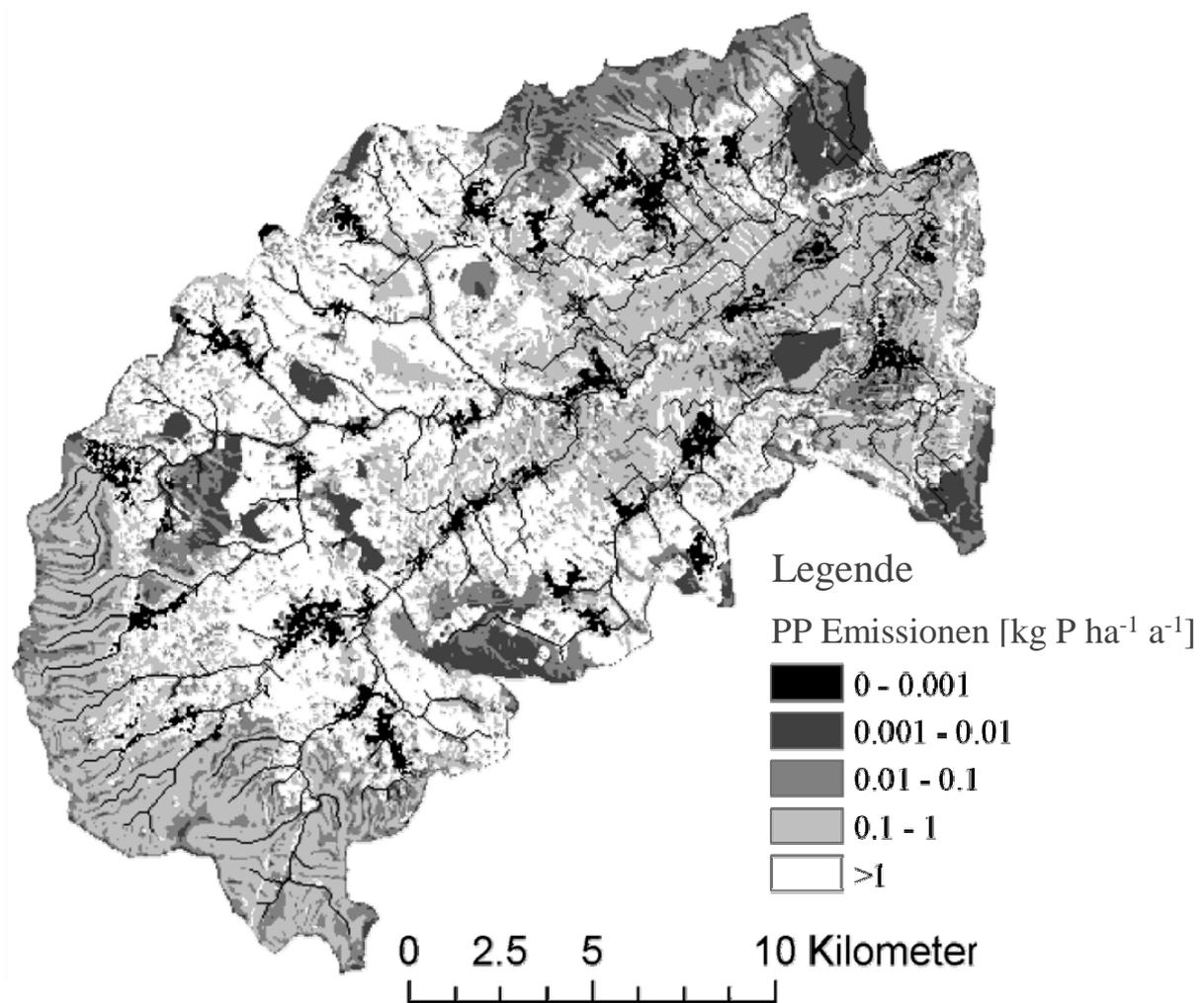


Abbildung 19: Langfristige durchschnittliche partikuläre Phosphoremissionen im Wulka-Einzugsgebiet.

Die räumliche Verteilung der partikulären Phosphoremissionen wird in Abbildung 19 gezeigt. Im zentralen Teil des Einzugsgebietes treten die höchsten lokalen Emissionen durch Bodenerosion auf. Die Bereiche im Süd-Westen des Einzugsgebietes sind zu einem großen Teil mit Wald bedeckt und im Osten gibt es landwirtschaftliche Gebiete mit geringeren Hangneigungen. 4,8 % des Einzugsgebietes haben einen Bodenabtrag (lokale Mobilisierung) von mehr als 10 Tonnen pro Hektar und Jahr. Diese Gebiete produzieren 49 % der gesamten P-Emissionen aus der Bodenerosion. 26 % der Flächen des Einzugsgebietes weisen einen Bodenabtrag von mehr als 2 Tonnen pro Hektar und Jahr auf. Der Anteil, den diese Flächen zu den gesamten P-Emissionen aus Erosion beitragen, beträgt 87 %. Dies zeigt, dass für eine massive Verringerung der lokalen

Bodenverluste um 80 – 90 % effektive Erosionsschutzmaßnahmen auf ca. der Hälfte der Ackerflächen umgesetzt werden müssten.

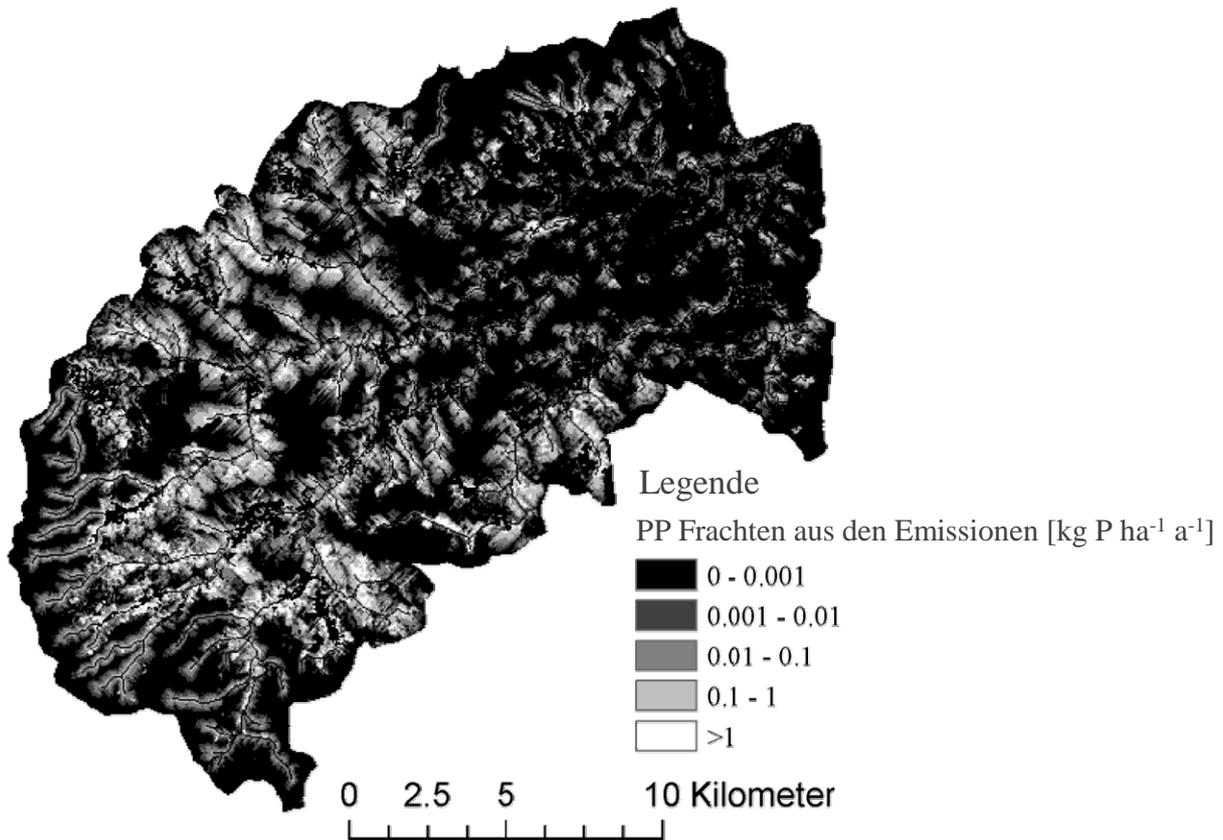


Abbildung 20: Langfristige durchschnittliche lokale Beiträge zu der partikulären Phosphorfracht am Auslass des Wulka-Einzugsgebietes.

Abbildung 20 stellt den Beitrag jeder Zelle zur Gewässerfracht am Einzugsgebietsauslass bei Schützen, bzw. jenen Anteil der lokalen Emissionen dar, der den Pegel Schützen erreicht. Die Summe der lokalen Beiträge aller Zellen ist somit gleich der Gesamtfracht an partikulärem Phosphor beim Einzugsgebietsauslass. Die in Hinblick auf den Pegel relevantesten Quellbereiche liegen im näheren Umfeld der Fließgewässer. Die Breite des Einflussbereiches nimmt dort zu, wo ein hoher Anteil an Ackerflächen mit hügeligem Gelände zusammenfällt. Im Vergleich der Abbildung 19 mit der Abbildung 20 zeigt sich, dass nur ein geringer Anteil der weißen Gebiete der Emissionskarte (größere Emissionen) auch tatsächlich zu den Frachten am Pegelauslass beiträgt. Nur 2,8 % der Flächen des Einzugsgebietes liefern 75 % der Gesamtfrachten am Auslass des Gebietes. Aus 12 % der Einzugsgebietsfläche stammen 96 % der exportierten Fracht. Das bedeutet, dass

die Identifizierung der wirksamen Quellgebiete im Zusammenspiel mit den relevantesten Transportwegen eine ausschlaggebende Rolle hinsichtlich des Wasserqualitätsmanagements (Reduktion von partikulären P-Einträgen aus der Erosion in die Gewässer) spielt.

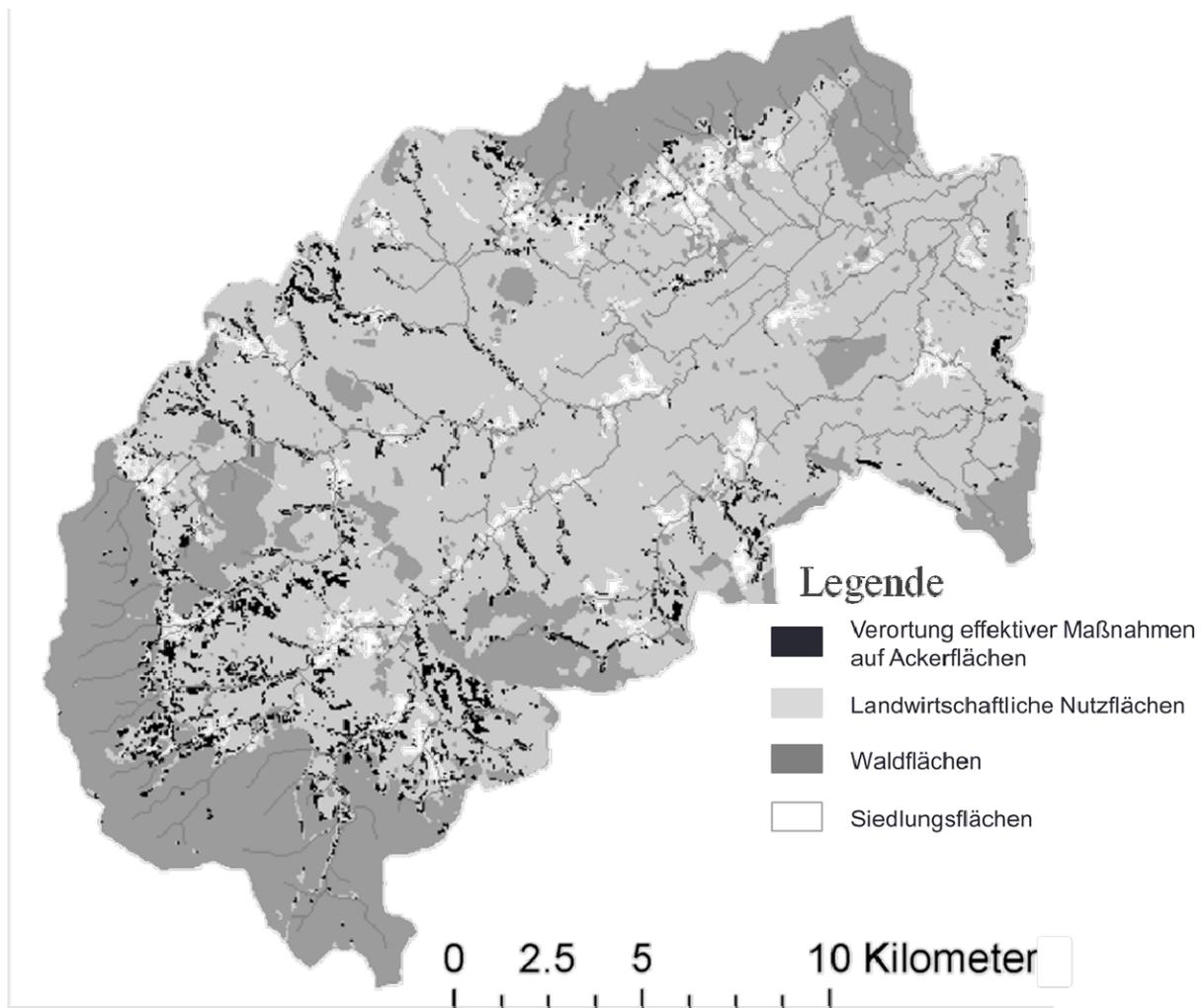


Abbildung 21: Gebiete mit der höchsten Maßnahmenpriorität zur Vermeidung von Phosphorverlusten durch Erosion aus der Fläche und zur Vermeidung von Phosphoreinträgen durch Erosion in die Gewässer im Wulka-Einzugsgebiet.

In einem nächsten Schritt wird daher für das Wulka-Einzugsgebiet mit Hilfe des Optimierungsmodells beispielhaft dargestellt, wie ein Konzept aussehen könnte, welches Aspekte des Bodenschutzes bzw. des Ressourcenmanagements (Vermeidung von Bodenverlusten) und des Wasserqualitätsmanagements (Vermeidung von Phosphoremissionen in die Gewässer) umsetzt (Abbildung 21). Quellkontrolle wurde dort angewendet, wo der Netto-Bodenabtrag (Brutto-Abtrag minus lokale Retention) den Wert von 10 Tonnen pro Hektar und Jahr

übersteigt. Dieser Eingriff wäre auf 2,5 % der Fläche des Einzugsgebietes (etwa 4,6 % der Acker- bzw. Weinbauflächen) erforderlich.

Zusätzlich wurden die restlichen Gebiete anhand des Optimierungsalgorithmus überprüft, um Maßnahmen (Erosionsschutz und/oder Retentionsbereiche) so zu verorten, dass insgesamt eine Frachtreduktion von ca. 85 % des partikulären Phosphors aus der Erosion erreicht wird. Zur Umsetzung dieses Ziels wären Maßnahmen zum Erosionsschutz bzw. zur Erhöhung der Schwebstoffretention auf zusätzlich ca. 1,5 % der Einzugsgebietsfläche erforderlich. Insgesamt würden dann Maßnahmen auf ca. 4 % der Fläche des Wulka-Einzugsgebietes (1520 Hektar, ca. 7.5 % Ackerflächen) erforderlich, um beide Managementziele zu erreichen. Diese Überlegungen am Beispiel der Wulka erheben nicht den Anspruch einer exakten Quantifizierung, auch wurde das Beispiel Wulka in erster Line aufgrund der guten Datenlage in Hinblick auf die Erhebung von Phosphorfrachten gewählt. Die Überlegen zeigen jedoch zum Einen Möglichkeiten der Modellierung und dokumentieren zum Anderen, dass bei gezielter Verortung von Maßnahmen in der Landwirtschaft deutliche Effizienzsteigerungen sowohl in Hinblick auf die Vermeidung von Bodenverlusten durch Erosion als auch in Hinblick auf den Phosphoreintrag über die Erosion in Fließgewässer erreicht werden können.

4 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Zur Ableitung von effizienten Maßnahmen zur Reduktion von Stoffbelastungen in Fließgewässern auf Basis des Immissionsprinzips ist die Kenntnis des Zusammenhangs zwischen Emissionsfrachten und Immissionskonzentrationen unter Berücksichtigung von Retention und/oder Abbau auf der Ebene von Einzugsgebieten erforderlich.

International gibt es eine Vielzahl von Modellen zur Berechnung von Nährstoffemission und Nährstoffimmissionen auf Flusseinzugsgebietsebene. Die Modelle weisen eine weite Bandbreite in Hinblick auf Komplexität, Datenbedarf, Modellierungsaufwand, regionaler und zeitlicher Auflösung bzw. Eignung für unterschiedliche Einsatzbereiche auf.

Es ist nicht möglich, das beste Modell zu identifizieren. Je nach Anwendungsbereich, Fragestellung und dem Vorhandensein zeitlicher und finanzieller Ressourcen weisen unterschiedliche Modelle Vor- und Nachteile auf. Eine Auswahl ist für den jeweiligen Anwendungsfall zu treffen. Generell ist eine kombinierte Anwendung von Modellen von Vorteil. Dies kann einerseits in Sinne einer Ensemble-Modellierung zu einer besseren Absicherung der Modellergebnisse bzw. der besseren Ausweisung von Unsicherheiten führen, und andererseits auch für einen effizienten Einsatz unterschiedlicher Modelle auf unterschiedlichen Detaillierungsebenen genutzt werden.

Im Donaueinzugsgebiet und in Österreich hat sich der Einsatz des Nährstoffemissionsmodells MONERIS für eine groß- bis mittelskalige Anwendung bewährt. Für die Verwendung des Modells in Österreich für Einzugsgebietsgrößen von 100 bis 1000 km² waren eine Reihe von Adaptierungen und Erweiterungen am Modell erforderlich.

Die derzeit für das gesamte Bundesgebiet vorliegende Modellergebnisse können

- den Zusammenhang zwischen Nährstoffemissionen aus unterschiedlichen Emissionsquellen und über unterschiedliche Eintragspfade mit den Nährstoffkonzentrationen in den Fließgewässern für unterschiedliche Regionen in Österreich herstellen,
- nützliche Hinweise für die Bedeutung unterschiedlicher Strategien zum Schutze der österreichischen Gewässer und zur Reduktion von Nährstoffexporten über die Gewässer liefern,
- für Gewässer, in denen es keine Messwerte gibt, Hinweise liefern, ob ein Risiko der Überschreitung von Richtwerten vorhanden ist und somit bei der Entwicklung eines Monitoringkonzeptes zur Zustandsüberwachung helfen, bzw.
- bei deutlicher Abweichung zwischen modellierten und gemessenen Werten Hinweise zu Datenproblemen liefern.

Speziell für die Reduktion der Phosphorbelastung von Gewässern konnte gezeigt werden, dass die über die Fließgewässer aus Österreich exportierten Frachten über eine weitere Verschärfung der Anforderungen an die Abwasserreinigung in relevantem Umfang verringert werden könnten. Zum Schutz jener lokalen Gewässer, die im Risiko stehen, den guten Zustand

aufgrund von Phosphorbelastungen zu verfehlen, sind zumeist Maßnahmen zur Verringerung von diffusen Einträgen (Landwirtschaft) wesentlich relevanter.

Im Auftrag des Amtes der Oberösterreichischen Landesregierung sind derzeit Arbeiten im Gang, die eine Verbesserung der Anbindungen von Maßnahmen in der Landwirtschaft an die Nährstoffmodellierung mit MONERIS und eine verbesserte lokale Verortung von wirksamen Maßnahmen im Gewässerschutz über alternative Modellansätze gewährleisten sollen.

5 Literatur

- Anthony S. G., P. Quinn and E. I. Lord (1996) *Aspects Appl. Biol.*, 46, pp 23–32.
- Arnold J. G., R. Srinivasan, R. S. Muttiah and J. R. Williams (1998) *J. Am. Water Resour. Assoc.*, 34, 73–89.
- Behrendt H., M. Bach, R. Kunkel, D. Opitz, W. G. Pagenkopf, G. Scholz and F. Wendland (2003) *Nutrient emissions into River Basins of Germany on the basis of a harmonized procedure*, UBA-Texte, 82/03, 201 S, Berlin, 2003.
- Behrendt H., P. Huber, D. Opitz, O. Schmoll, G. Scholz and R. Uebe (1999) *Nutrient Emissions into River Basins of Germany*, Texte 23/00, Umweltbundesamt Berlin, 261 pages.
- Behrendt H. and R. Dannowski (2005) *Nutrients and heavy metals in the Odra River system*, Weißensee Verlag, Berlin, 2005.
- Bergström S. (1995) in *Computer Models of Watershed Hydrology*, ed. V. P. Singh, Water Resources Publications, Littleton, Colorado, pp. 443–476.
- BMLFUW (2005): *EU Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG: Österreichischer Bericht der IST-Bestandsaufnahme*. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Wien, 2005
- Bouraoui, F., Grizzetti, B., Adelsköld, G., H., Behrendt, Miguel, I. de, Silgram, M., Gómez, S., Granlund, K., Hoffmann, L., Kronvang, B., Kværnø, S., Lázár, A., Mimikou, M., Passarella, G., Panagos, P., Reisser, H., Schwarzl, B., Siderius, C., Sileika, A.S., Smit, A.A.M.F.R., Sugrue, R., Zaloudik, J. (2009) *Basin characteristics and nutrient losses: the EUROHARP catchment network perspective*. *Journal of Environmental Monitoring*, 11: 515-525.
- Brandt M. and H. Ejhed (2002) *TRK, Transport-Retention-Källfördelning, Belastning pa havet*, Swedish environment protection agency, Report 5247, Stockholm, Sweden, 2002, (auf schwedisch).
- daNUbs (2005) *Nutrient Management in the Danube Basin and its Impact on the Black Sea*, Institute for Water Quality and Waste Management, Vienna University of Technology, final report, supported under contract EVK1-CT-2000-00051 by the Energy, Environment and Sustainable Development (EESD) Programme of the 5th

- EU Framework Programme. Available online at: <http://danubs.tuwien.ac.at/> (accessed 2005).daNUbs, 2005
- Di Luzio M., R. Srinivasan and J. Arnold (2001) ArcView Interface for SWAT 2000 User's Guide, Blackland Research Center, Agricultural Research Service, TX, USA, 2001.
- Ejhed H., B. Arheimer and H. Johnsson (2003) in Review and Literature evaluation of quantification tools for the assessment of nutrient losses at catchment scale, ed. O. F. Schoumans and M. Silgram, EUROHARP report 1-2003, NIVA report SNO 4739-2003, Oslo, Norway, pp. 31–37, 2003.
- European Environment Agency/IFEN (2000) Calculation of nutrient surplus from agricultural sources, Statistics spatialisation by means of CORINE Land Cover, Application to the case of Nitrogen, Technical report no. 51, 2000.
- Gabriel, O., Hochedlinger, G., Kovács Á., Schilling, C., Thaler, S., Windhofer, G., Zessner, M. (2011). Stoffbilanzmodellierung für Nährstoffe auf Einzugsgebietsebene als Grundlage für Bewirtschaftungspläne und Maßnahmenprogramme (STOBIMO-Nährstoffe). Endbericht. BLMFUW, Mai 2011.
- Groenendijk P., Renaud L. V. and Roelsma J. (2005) Prediction of Nitrogen and Phosphorus leaching to groundwater and surface waters; Process descriptions of the ANIMO 4.0 model, Report 983, Alterra, Wageningen, The Netherlands, 2005.
- Honti M., Istvánovics V. and Kovács Á. (2010) Balancing between retention and flushing in river networks – optimizing nutrient management to improve trophic state. *Science of the Total Environment* 408, pp. 4712-4721.
- ICPDR, 2009: Danube River Basin District Management Plan, International Commission for the Protection of the Danube River (ICPDR), Vienna, Austria
- Johnsson H., M. Larsson, K. Martensson and M. Hoffmann (2002) *Environ. Modell. Software*, , 17, 505–517.
- Kovács Á., Fülöp B. and Honti M. (2012) Detection of hot spots of soil erosion and reservoir siltation in ungauged Mediterranean catchments. *Energy Procedia*, akzeptiert.
- Kovács Á., Honti M. and Clement A. (2008) Design of best management practice applications for diffuse phosphorus pollution using interactive GIS. *Water Science & Technology* Vol. 57.11, pp. 1727-1733.
- Kovács Á., Honti M., Eder A., Zessner M., Clement A. and Blöschl G. (2012) Identification of phosphorus emission hotspots in agricultural catchments. *Science of the Total Environment*, eingereicht.
- Kroes J. G. and J. C. van Dam (2004) Reference Manual SWAP version 3.0.3., Report 773, Alterra, Wageningen, The Netherlands, 2004.
- Kronvang, B., Behrendt, H., Andersen, H.E., Arheimer, B., Barr, A., Borgvang, S.A., Bouraoui, F., Granlund, K., Grizzetti, B., Groenendijk, P., Schwaiger, E., Hejzlar, J., Hoffmann, L., Johnsson, H., Panagopoulos, Y., Porto, A. Lo., Reisser, H., Schoumans, O., Anthony, S., Silgram, M., Venohr, M., Larsen, S.E.. (2009) Ensemble modelling of nutrient loads and nutrient load partitioning in 17 European catchments. *Journal of Environmental Monitoring*, 11: 572-583.

- Kunst S., Scheer C. and Panckow N. (2004) Signifikante Nährstoffeinträge aus der Fläche, ATV-DVWK-Themen, 170 Seiten, ISBN 3-937758-27-5, in german.
- Lord E. I. and S. G. Anthony (2000) *Soil Use Manage.*, 16, 1pp 67–174.
- McClure Morton K. (2001) *The Lough Derg and Lough Ree Catchment Monitoring and Management System, Final Report*, Belfast, Northern Ireland, 2001.
- Neitsch S. L., J. G. Arnold, J. R. Kiniry and J. R. Williams (2001) *Soil and Water Assessment Tool – Theoretical Documentation - Version 2000*, Blackland Research Center – Agricultural Research Service, TX, USA, 2001.
- OSPAR (2000) *Guideline 8: Principles for Source Apportionment for Quantifying Nitrogen and Phosphorus Discharges and Losses (Reference no: 2000-1; 00/9/2 Add.8 and 00/20/1, x 9.5a)*, 2000.
- Pettersson A., B. Arheimer and B. Johansson (2001) *Nord. Hydrol.*, 32, 227–248.
- Prasuhn V., Mohni R. (2003) GIS-gestützte Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffeinträge aus diffusen Quellen in die Gewässer des Kantons Bern. Bericht z.H. Amt für Gewässerschutz und Abfallwirtschaft Kanton Bern (GSA), in german.
- Prasuhn V., Müller K. (2003) GIS-gestützte Abschätzung der Phosphoreinträge aus diffusen Quellen in den Zugersee. Bericht z.H. Amt für Umweltschutz Kanton Zug (GSA), in german.
- Schilling C., Zessner M., Kovács Á., Hochedlinger G., Windhofer G., Gabriel O., et al. (2011) Stickstoff- und Phosphorbelastungen der Fließgewässer Österreichs und Möglichkeiten zu deren Reduktion, ÖWAW, Heft 5-6.
- Schoumans, O.F., Silgram, M., Groenendijk, P., Bouraoui, F., Andersen, H. E., Kronvang, B., Behrendt, H., Arheimer, B., Johansson, H., Panagopoulos, Y., Mimikou, M., Porto, A. Lo., Reisser, H., Le Gall, G., Barr, A., Anthony, S.G. (2009) Description of nine nutrient loss models: capabilities and suitability based on their characteristics. *Journal of Environmental Monitoring*, 11: 506-514.
- Siderius C., P. Groenendijk, M. H. J. L. Jeuken and A. A. M. F. R. Smit (2005) Process description of NuswaLite. A mathematical model to predict the fate of nutrients in surface water systems, Report 1226.2, Alterra, Wageningen, The Netherlands, 2005.
- Simmelsgaard S.E., K. Kristensen, H. E. Andersen, R. Grant, J. O. Jørgensen and H. S. Østergaard (2000) An empirical model for calculation of root zone nitrate leaching, DJF rapport Markbrug no. 32, Danmarks Jordbrugs Forskning, 2000, (in Danish).
- Smit A. A. M. F. R. and C. Siderius (2005) Process descriptions of SWQN, A simplified surface water quantity model, Report 1226.1, Alterra, Wageningen, 2005.
- Venohr, M., H. Behrendt, U. Hirt, U. Hofmann, D. Opitz, A. Gericke, A. Wetzig, K. Ortelbach, S. Natho, F. Neumann, J. Hürdler (2009) The model system MONERIS – Version 2.14.1vba, Manual, Leibnitz Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei im Forschungsverbund e.V. Berlin, 117 pages.
- Zessner M. (2008) The Combined Approach - a Challenge for Border Crossing Water Quality Issues in Austria, *Water Science and Technology*, 58, 10; pp 1917 - 1923.
- Zessner M., Gabriel O., Kovács Á., Kuderna M., Schilling Ch., Hochedlinger G., Windhofer G. (2011b) Analyse der Nährstoffströme in oberösterreichischen Einzugsgebieten nach unterschiedlichen Eintragungspfadern für strategische Planungen

Endbericht eines Forschungsprojektes im Auftrag des Amtes der
Oberösterreichischen Landesregierung, WPLO-2010-290023/1-Stu/Mö
Zessner M., Kovács Á., Schilling C., Hochedlinger G., Gabriel O., Thaler S.; Natho S.
and Windhofer G. (2011a) Enhancement of the MONERIS model for application in
alpine catchments in Austria, *International Review of Hydrobiology*, 96/5, pp 541-
560.

Korrespondenz an:**Matthias Zessner**

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft, TU-Wien
Karlsplatz 13/226, 1040 Wien

Tel: +43 1 58801 22616

E-Mail: mzessner@iwag.tuwien.ac.at

Betrachtung von Spurenstoffen auf Einzugsgebietsebene

Manfred Clara¹, Georg Windhofer¹, Matthias Zessner²

¹...Umweltbundesamt GmbH, Abteilung Oberflächengewässer

²...Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft, TU Wien

Abstract: Spurenstoffe sind seit einiger Zeit im Fokus wissenschaftlicher Arbeiten und haben in den vergangenen Jahren auch auf administrativer Ebene zunehmend an Bedeutung gewonnen. Mit Einführung der Wasserrahmenrichtlinie bilden Spurenstoffe ein Element für die Bewertung des Gewässerzustandes. Wird der gute Zustand nicht erreicht, sind Verbesserungsmaßnahmen vorzusehen. Bisher haben sich diese Maßnahmen zumeist auf punktuelle kontinuierliche Einleitungen wie kommunale Kläranlagen bezogen. Neben diesen sind jedoch auch andere Eintragspfade für sehr viele Stoffe von Relevanz. Dabei sind vor allem Mischwasserentlastungen sowie Regenwasserableitungen aus Trennkanalisationen aber auch Einträge aus der Atmosphäre (Deposition) oder der Landwirtschaft zu nennen. Zu diesen Eintragspfaden liegt derzeit nur sehr beschränktes Wissen vor und eine österreichweite Bewertung verschiedenster Eintragspfade in die Gewässer auf Einzugsgebietsebene ist somit nicht möglich. Für die sinnvolle Planung und Umsetzung von Maßnahmen ist jedoch ein ganzheitliches Konzept auf Einzugsgebietsebene erforderlich. Sowohl in Österreich als auch in anderen Europäischen Staaten rücken daher diffuse Eintragspfade zunehmend in den Vordergrund und verschiedene Projekte thematisieren diese Fragestellung.

Key Words: Spurenstoffe, diffuse Stoffeinträge, Deposition, Mischwasserableitungen, Oberflächenabfluss aus Trennkanalisation

1 Einleitung

Im Jahr 2000 trat die Europäische Wasserrahmenrichtlinie WRRL (EC, 2000) in Kraft. Sie legt die Umweltziele für alle europäischen Oberflächengewässer und

das Grundwasser fest. Ziele der Richtlinie sind der Schutz der Gewässer, die Vermeidung einer Verschlechterung sowie der Schutz und die Verbesserung des Zustands der direkt von den Gewässern abhängenden Landökosysteme und Feuchtgebiete im Hinblick auf deren Wasserhaushalt. In Zusammenhang mit dem Thema Spurenstoffe ist der Artikel 16 der WRRL hervorzuheben. Dieser gibt Strategien gegen die Wasserverschmutzung durch prioritäre Stoffe durch die Festlegung von Maßnahmen zur Bekämpfung der Wasserverschmutzung durch einzelne Schadstoffe oder Schadstoffgruppen vor, die ein erhebliches Risiko für oder durch die aquatische Umwelt darstellen. Mit der Entscheidung 2455/2001/EG wurde eine erste Liste der prioritären Stoffe veröffentlicht, die den Anhang X zur WRRL bildet. Die gelisteten Stoffe bilden die Qualitätselemente für den guten chemischen Zustand. In Österreich wurden diese Qualitätselemente für den guten chemischen Zustand sowie die chemischen Parameter für den guten ökologischen Zustand in der Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer (QZV Chemie OG, BGBl. II 96/2006) definiert.

Da Gewässer nicht vor administrativen Grenzen Halt machen, können die Ziele der WRRL, im Wesentlichen das Erreichen des guten Zustands, somit nur auf der Ebene von Gewässersystemen erreicht werden, während isolierte Maßnahmen zur Verbesserung der Wasserqualität weitestgehend wirkungslos bleiben werden, wenn Vorgänge flussaufwärts und/oder flussabwärts unberücksichtigt bleiben. Die integrierte Bewirtschaftung von Einzugsgebieten verfolgt ein ganzheitliches Konzept zum Schutz des gesamten Wasserkörpers, womit die Berücksichtigung des gesamten Einzugsgebietes eines Wasserkörpers wesentlich ist. Der Wasserrahmenrichtlinie liegt somit der Gedanke zugrunde, dass das Konzept der Einzugsgebiete für die Wasserbewirtschaftung am besten geeignet ist.

Für ein derartiges Konzept auf Einzugsgebietsebene ist es erforderlich, neben den Emissionen aus Punktquellen auch diffuse Einträge in die Gewässer zu berücksichtigen.

2 Wesentliche Eintragspfade in Gewässer

Eine Übersicht über die verschiedenen Eintragspfade zeigt Abbildung 1.

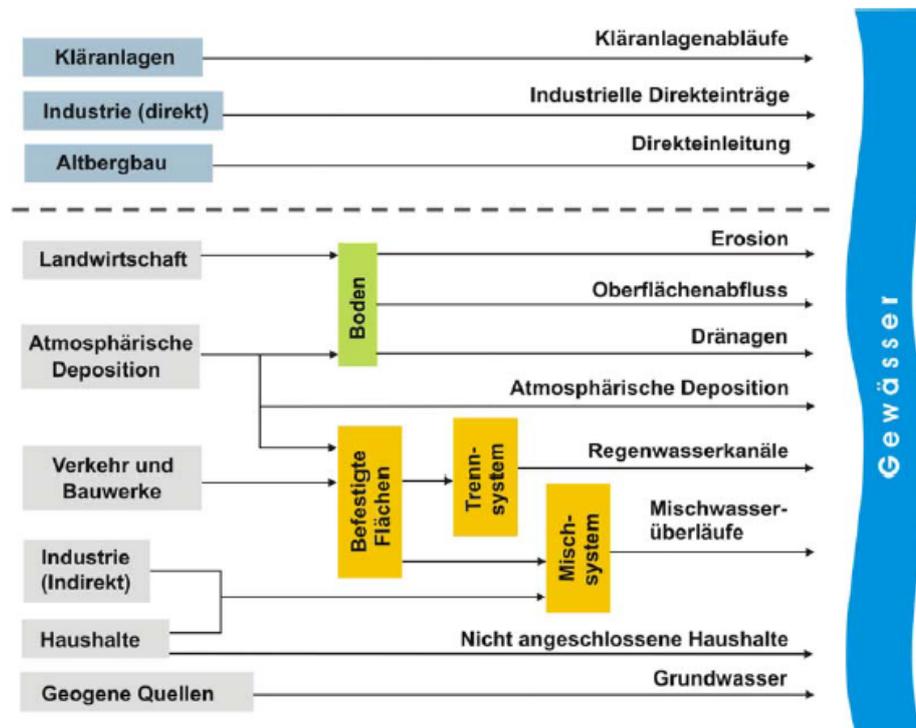


Abbildung 1: punktuelle und diffuse Eintragspfade in die Gewässer (aus Fuchs et al., 2010)

Die wichtigsten Eintragspfade in Oberflächengewässer sind:

- Atmosphärische Deposition (direkt)
- Landwirtschaft
 - Oberflächenabfluss
 - Erosion
 - Dränagen
- Regenwasserableitungen aus Trennkanalisationen mit und ohne Vorbehandlung
- Regenwasserableitungen von außerurbanen befestigten Flächen (z. B. Autobahnen)

- Mischwasserentlastungen
- Kläranlagenabläufe (kommunale und industrielle Direkteinleiter)

Wesentliche und am einfachsten zu erfassenden Eintragspfade sind Kläranlagenabläufe. Daher sind zu diesem Eintragspfad auch am meisten Daten verfügbar und auch bei der Forderung nach Maßnahmen werden zumeist diese punktuellen und kontinuierlichen Einträge hervorgehoben. Es liegen Informationen zu den Konzentrationen verschiedenster Stoffe in Kläranlagenabläufen vor (ARCEM, 2003; Clara, 2004, 2007; Umweltbundesamt, 2002, 2009; Sadezky et al., 2010; Schaar und Kreuzinger, 2011, u.a.m.).

Deutlich weniger Informationen liegen für industrielle/betriebliche Direkteinleiter und nahezu keine bzw. nur sehr eingeschränkte Informationen liegen für diffuse Eintragspfade wie Mischwasserableitungen, Regenwasserableitungen aus Trennsystemen bzw. Straßenentwässerungen vor.

Bei der Bestimmung der diffusen Stoffeinträge in Gewässer wird fallweise mangels verfügbarer Daten aus den Gewässerdaten (Abfluss und Gewässerkonzentration) eine Gewässerfracht berechnet und davon werden die Einträge aus Punktquellen (Abwasserableitungen und charakteristische Abwasserkonzentrationen) abgezogen. Diese Frachtdifferenz wird den diffusen Stoffeinträgen gleichgesetzt. Ein Problem bei dieser Vorgangsweise ist, dass Retention und Abbau von Stoffen auf dem Fließweg in diese Falle unberücksichtigt bleiben und implizit den diffusen Einträgen zugerechnet werden. Ein Beispiel für Di(ethyl-hexyl)phthalat (DEHP) und Nonylphenole zeigt Abbildung 2. In diesem Fall wurden für 30 Fließgewässermessstellen die Gewässerfracht aus verfügbaren Immissionsmessungen (Pattermann et al., 2005) sowie den mittleren Abflüssen berechnet. Die Einzugsgebiete der einzelnen Messstellen wurden abgegrenzt und mittels GIS-Verschneidung wurden die im Einzugsgebiet liegenden Kläranlagen diesen Messstellen zugeordnet. Aus den Abwassermengen und mittleren Ablaufkonzentrationen (Umweltbundesamt, 2009) wurden die Frachten gerechnet und mit der Gewässerfracht verglichen (siehe Abbildung 2). Bei beiden Stoffen und den meisten Messstellen beträgt der diffuse Frachtbeitrag über 80%.

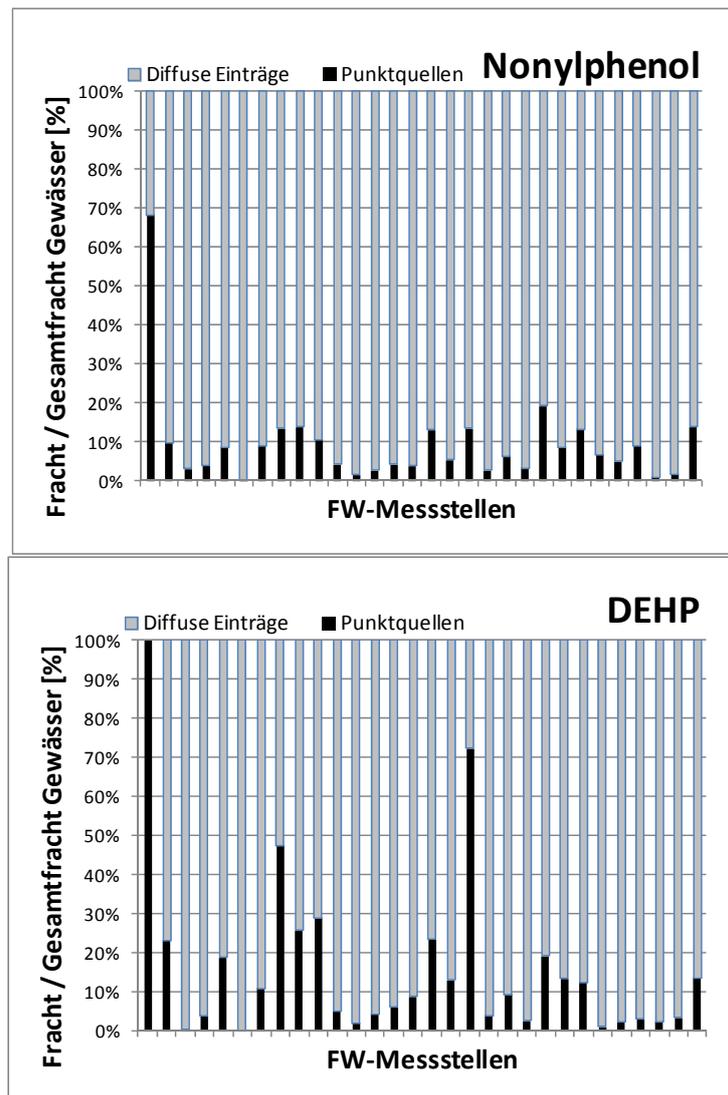


Abbildung 2: Frachtanteile aus Kläranlagen und diffuse Frachtanteile an der Gesamtgewässerfracht für Nonylphenole und DEHP

Ein ähnliches Ergebnis beschreiben auch Fuchs et al. (2010) für Metalle oder polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe PAK (siehe Abbildung 3). Es ist jedoch anzumerken, dass Fuchs et al. (2010) die Einträge über die unterschiedlichen Emissionspfade berechnet haben.

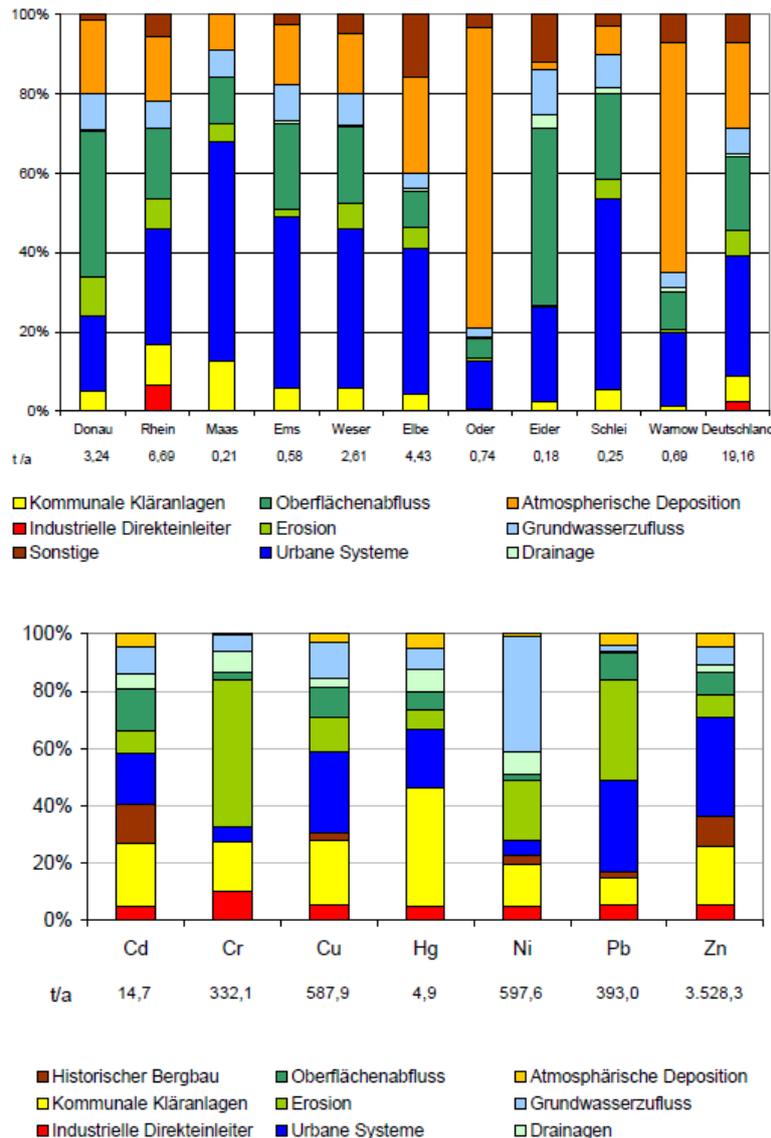


Abbildung 3: Relative Bedeutung der Emissionen (PAK – obere Abbildung und Metalle – untere Abbildung) in die Oberflächengewässer Deutschland (aus Fuchs et al., 2010)

Aus den Berechnungen von Fuchs et al. (2010) resultieren atmosphärische Deposition sowie Einträge aus der Landwirtschaft über den Oberflächenabfluss oder die Erosion (z.B. bei PAKs oder Chrom) als wesentliche Eintragspfade. Aber auch die Einträge aus urbanen Systemen (Misch- und Regenwasserableitungen) sind vor allem bei den PAKs aber auch bei einigen Metallen (z.B. Blei oder Zink) im Vergleich zu den Kläranlagenabläufen relevant. Bei den PAKs beträgt das Verhältnis der Einträge aus Kläranlagenabläufen und jenen aus urbanen Systemen 1:4,5 und die Summe dieser Eintragspfade trägt zu 20-50% des Gesamteintrages aus.

Diese Untersuchungen belegen, dass diffuse Einträge in Gewässer einen wesentlichen Beitrag zur Gewässerbelastung darstellen. Neben den bereits angeführten Substanzen sind diffuse Eintragspfade auch für polybromierte Diphenylether, Quecksilber, perfluorierte Tenside und andere Stoffe von Relevanz.

2.1 Deposition

Gelöste oder partikulär gebundene Stoffe gelangen aus der Atmosphäre durch trockene oder nasse Deposition auf die Oberfläche. Die trockene Deposition beschreibt den Stoffaustrag aus der Atmosphäre bei Trockenwetter und ist für partikelgebundene Stoffe relevant, wobei die Partikelgröße den Transportradius bestimmt. Die nasse Deposition beschreibt den Stoffaustrag aus der Atmosphäre bei Niederschlagsereignissen und berücksichtigt sowohl Stoffe die partikulär gebunden als auch gelöst transportiert werden.

Für Österreich liegen nur vereinzelt Depositionsdaten für Spurenstoffe vor. Im Zuge des Projektes MONARPOP wurden ausgewählte persistente organische Stoffe (POPs, persistent organic pollutants) u.a. auch in der Luft und in der Gesamtdosition untersucht (Offenthaler et al., 2009). Organochlorpestizide wie Hexachlorcyclohexane (z.B. Lindan) oder DDT sowie polybromierte Diphenylether und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe wurden in den Proben nachgewiesen, wobei die österreichischen Depositionsproben vom Sonnblick stammen. Die gemessenen Konzentrationen am Sonnblick für Lindan lagen zwischen 3 und 12,6 ng/m²/d oder jene für PAKs (Summe EPA16) zwischen 9 und 1096 ng/m²/d (Offenthaler et al., 2009).

In der wissenschaftlichen Literatur finden sich Angaben zu Spurenstoffen in der Deposition. Zessner et al. (2010) haben die verfügbaren Daten im Zuge einer Literaturstudie zusammengefasst (siehe Tabelle 1) und diese Daten zeigen eine gute Übereinstimmung mit den Werten aus MONARPOP (Offenthaler et al., 2009).

Tabelle 1: Zusammenfassung von Literaturdaten zum Vorkommen $[\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{a}]$ prioritärer und sonstiger Stoffe in der Deposition

Stoff	Deposition $[\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{a}]$		
	nass	trocken	gesamt
Anthracen	1,5	27	3
Bromierte Diphenylether			0,73
DEHP	274	596	870
Fluoranthren	16	39	37
Benzo(a)pyren	5	5	8
Benzo(g,h,i)perylen	4	7	5
Indeno(1,2,3-cd)pyren	7	11	11
Cadmium	146	47	182
Quecksilber	7	3	15

Einen weiteren Verweis auf den Einfluss der Deposition bilden Untersuchungen zu ausgewählten Stoffen in Wald- und Grünlandböden sowie in den Sedimenten alpiner Bergseen. So wurden im Waldhumus von Hintergrundstandorten für perfluorierte Tenside mittlere Konzentrationen von $2,8 \mu\text{g}/\text{kg}$ (PFOS) oder $0,87 \mu\text{g}/\text{kg}$ (PFOA) Trockenmasse gemessen (Offenthaler et al., 2009). In Grünlandböden wurden PFOS Gehalte von $0,28$ - $0,74$ und PFOA Gehalte von $1,5$ - $1,8 \mu\text{g}/\text{kg}$ Trockenmasse nachgewiesen (Freudenschuß und Offenthaler, 2010). In den Sedimenten alpiner Bergseen war PFOS nicht nachweisbar wohingegen PFOA Konzentrationen von $0,13$ - $0,34 \mu\text{g}/\text{kg}$ Trockenmasse gemessen wurden (Clara et al., 2009). Auch polybromierte Diphenylether sowie polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe wurden sowohl im Waldhumus von Hintergrundstandorten (Offenthaler et al., 2009), in Grünlandböden (Freudenschuß und Offenthaler, 2010) sowie in den Sedimenten alpiner Bergseen nachgewiesen. Eine Zusammenfassung der Untersuchungsergebnisse ausgewählter organischer Spurenstoffe in den Sedimenten alpiner Bergseen zeigt Abbildung 4. Diese Untersuchungen wurden in Kooperation mit dem Umweltinstitut Vorarlberg durchgeführt.

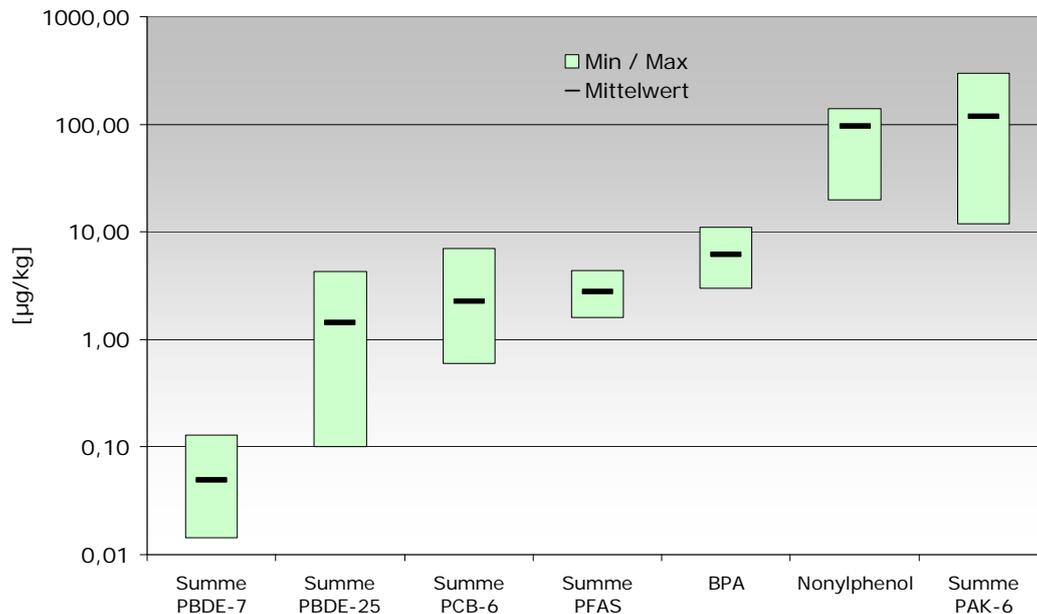


Abbildung 4: Zusammenfassung der Untersuchungsergebnisse organischer Spurenstoffe in Sedimenten alpiner Bergseen (Folie Christoph Scheffknecht, Mai 2011)

2.2 Regenwasserableitungen von befestigten Flächen - Straßenabwässer

Die Abwässer des höherrangigen Straßennetzes (Autobahnen, Schnellstraßen, Bundesstraßen) werden zumeist über die Böschungsschulter breitflächig versickert oder in Entwässerungskanälen gesammelt und eventuell in Gewässerschutzanlagen vorbehandelt, bevor sie entweder gedrosselt in geeignete Oberflächengewässer eingeleitet oder über einen Bodenfilter versickert werden können. Die Zusammensetzung von Abflüssen von Verkehrsflächen wird von verschiedenen Parametern beeinflusst, im Wesentlichen sind dies (nach Welker, 2004):

- Verkehrsbedingte Faktoren (z. B. Verkehrsbelastung DTV, Fahrgeschwindigkeit, Fahrbahnmaterial, Straßenreinigung, Anteil Schwerverkehr, usw.)
- Atmosphärische Deposition
- Niederschlagsgeschehen (z. B. Ereignisdynamik, Intensität, regenlose Vorperioden)
- Jahreszeit (z. B. Winterdienst)

Die Abwässer von Verkehrsflächen sind mit zahlreichen Stoffen belastet. Vor allem die Belastung mit Schwermetallen, polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen aber auch Phthalaten ist bekannt. Die Zusammensetzung der Abwässer von Verkehrsflächen wurde im Rahmen von Pilotuntersuchungen an zwei Standorten in Österreich (Autobahn und Landesstraße) untersucht und ausgewählte Untersuchungsergebnisse der Untersuchungen sind in Tabelle 2 zusammengefasst.

Tabelle 2: Zusammenfassung der Ergebnisse der Pilotuntersuchungen (n.n...nicht nachweisbar)

Stoff	Einheit	Konzentration [$\mu\text{g/l}$]		
		min	max	mittel
Di(2-ethylhexyl)phthalat DEHP	$\mu\text{g/l}$	0,45	24	6,24
Benzo(a)pyren	$\mu\text{g/l}$	n.n.	0,14	0,035
Benzo(b)fluoranthen	$\mu\text{g/l}$	n.n.	0,16	0,032
Benzo(g,h,i)perylene	$\mu\text{g/l}$	0,002	0,29	0,061
Benzo(k)fluoranthen	$\mu\text{g/l}$	n.n.	0,075	0,017
Fluoranthen	$\mu\text{g/l}$	n.n.	2,3	0,37
Indeno(1,2,3-c,d)pyren	$\mu\text{g/l}$	0,002	0,12	0,03
Naphthalin	$\mu\text{g/l}$	n.n.	n.n.	-
4-Nonylphenol	$\mu\text{g/l}$	0,27	1,5	0,51
Bisphenol A	$\mu\text{g/l}$	0,19	3,4	0,69
Octylphenol	$\mu\text{g/l}$	0,05	1,1	0,34
LAS	$\mu\text{g/l}$	4,3	21	9,87
Cadmium	$\mu\text{g/l}$	0,1	0,75	0,25
Chrom	$\mu\text{g/l}$	2,8	35	10,18
Kupfer	$\mu\text{g/l}$	17	210	66,75
Nickel	$\mu\text{g/l}$	0,72	10,4	4,62
Blei	$\mu\text{g/l}$	2	74	13,88
Zink	$\mu\text{g/l}$	66	980	302,25

2.3 Regenwasserableitungen aus Trennkanalisationen

Bei der Trennkanalisation werden Regen- und Schmutzwasser getrennt in zwei Kanälen gesammelt und abgeleitet. Der Regenwasserkanal fasst den Abfluss der befestigten angeschlossenen Flächen wie z. B. von Dach- und Verkehrsflächen. Das Abwasser ist abhängig von der Charakteristik des Einzugsgebietes

(Nutzung der befestigten Flächen, Art der Dächer, usw.). Über den Schmutzwasserkanal wird häusliches und gewerbliches Abwasser abgeleitet, das im Wesentlichen der Zusammensetzung des Trockenwetterabflusses der Mischkanalisationen entspricht.

Der Abfluss von Regenwasserkanälen wird in Oberflächengewässer eingeleitet, wobei je nach Behandlungsbedürftigkeit der abgeleiteten Niederschlagswässer nach dem ÖWAV Regelblatt 35 (2003) „Behandlung von Niederschlagswässern“ zuvor eine Regenwasserbehandlung zu erfolgen hat oder nicht. Bei älteren Systemen werden diese zumeist unbehandelt in die Oberflächengewässer eingeleitet. Der Verlauf von Regenwasserabflüssen unterliegt einer ausgeprägten Dynamik in Quantität und Qualität (Welker, 2004). Vor allem die Qualität des Abflusses ist abhängig von der Dauer der vorangegangenen Trockenperiode sowie der Intensität und Dauer des Niederschlagsereignisses.

Tabelle 3 fasst die Ergebnisse einer Literaturstudie (Zessner et al., 2010) zu Emissionen aus Regenwasserkanälen zusammen.

Tabelle 3: Zusammenfassung von Literaturdaten zum Vorkommen [$\mu\text{g/l}$] prioritärer und sonstiger Stoffe in Regenwasserableitungen (n.n...nicht nachweisbar)

Stoff	Konzentration [$\mu\text{g/l}$]		
	min	max	mittel
Anthracen	0,0019	0,33	0,028
Benzol	0,06	0,15	0,09
DEHP	-	-	1,6
Diuron	0,011	0,043	0,023
Fluoranthen	0,0007	5,40	0,254
Naphthalin	-	-	0,761
Nonylphenole	0,132	0,46	0,283
Octylphenole	0,015	0,232	0,125
Benzo(a)pyren	0,001	2,253	0,118
Benzo(b)fluoranthen	0,041	2,847	0,182
Benzo(k)fluoranthen	0,02	1,326	0,197
Benzo(g,h,i)-perylene	0,036	2,052	0,07
Indeno(1,2,3-cd)-pyren	0,031	2,044	0,098
Blei	0,02	28.000	63
Cadmium	0,1	30	1

Stoff	Konzentration [$\mu\text{g/l}$]		
	min	max	mittel
Chrom	0,5	110	8
Kupfer	3	550	22
Nickel	2	126	17
Quecksilber	0,01	0,04	-
Zink	0,02	5750	121

2.4 Mischwasserentlastungen

Bei der Mischkanalisation werden Schmutz- und Regenwasser in einem Kanalsystem gemeinsam abgeleitet. Die Mischkanalisation ist in den innerstädtischen, älteren und dicht besiedelten Bereichen die häufigste Art der Siedlungsentswässerung. Der Mischwasserabfluss besteht bei abflusswirksamen Regenereignissen aus dem Schmutzwasser- und dem Oberflächenabfluss und ist durch eine hohe Dynamik in Menge und Zusammensetzung geprägt. Bei Feststoffen und auch bei einigen gelösten Stoffen treten ausgeprägte Frachtspitzen (Spülstöße) am Beginn und fallweise auch am Ende eines Niederschlagabflussereignisses auf. Auf Grund der hydraulischen Limitierung der maximalen Kläranlagenzuflüsse auf in etwa die 2-fache Trockenwetterspitze kann im Regenwetterfall nicht alles abgeleitete Mischwasser auf der Kläranlage behandelt werden, weshalb ein Teil der Mischwassermengen zwischengespeichert und der Rest in die Oberflächengewässer entlastet werden muss.

Im Mischwasser ist eine Vielzahl von Stoffen enthalten, die im Kanal Transformationsprozessen unterliegen. Dabei kommt es zu einer Anlagerung/Adsorption lipophiler Stoffe an Partikel und die Sielhaut, aber auch zu Rücklösungen und Transformationen. Im Vergleich zum Trockenwetterzulauf ist darauf hinzuweisen ist, dass es aufgrund des Oberflächenabflusses für einige Stoffe zu einer Verdünnung (z. B. Nährstoffe) und für andere Stoffe zu (z. B. Phthalate, PAKs) einer Erhöhung der Konzentration im Mischwasser kommen kann. Einen Überblick über prioritäre Stoffe und andere Spurenstoffe in kommunalem Abwasser enthält Umweltbundesamt (2009) sowie zahlreiche andere Publikationen. Tabelle 4 enthält eine Zusammenfassung einer Literaturstudie (Zessner et al., 2010) zu Emissionen aus Mischwasserentlastungen (Auswahl).

Tabelle 4: Zusammenfassung von Literaturdaten zum Vorkommen [$\mu\text{g/l}$] ausgewählter prioritärer und sonstiger Stoffe in Mischwasserableitungen

Stoff	Konzentration [$\mu\text{g/l}$]		
	min	max	mittel
Anthracen	0,02	0,06	-
Atrazin	0,0009	0,06	0,031
DEHP	5	188	22
Diuron	0,018	16	0,74
Fluoranthen	0,04	0,5	0,14
Nonylphenole	0,069	0,743	0,283
Octylphenole	0,015	0,62	0,162
Benzo(a)pyren	0,01	0,24	0,06
Benzo(b)fluoranthen	0,02	0,24	0,08
Benzo(k)fluoranthen	0,03	0,13	0,04
Benzo(g,h,i)-perylen	0,01	0,18	0,05
Indeno(1,2,3-cd)-pyren	0,03	0,13	0,04
Tributylzinnverbindungen	0,005	0,05	-
Blei	2	890	125
Cadmium	0,4	26	2
Chrom	2	158	6
Kupfer	20	1180	81
Nickel	2	27	7
Quecksilber	0,01	1	0,1
Zink	75	8877	1007

2.5 Vergleich der Eintragspfade

Für viele Stoffe bzw. Stoffgruppen sind die Konzentrationen im abgeschlagenen Mischwasser, im Oberflächenabfluss aus Trennkansystemen oder im Straßenabwasser deutlich höher als im gereinigten Abwasser. Dabei ist anzumerken, dass bei diesem Vergleich Rohabwasser dem gereinigten kommunalen Abwasser gegenübergestellt werden. Im Rohabwasser der Kommune sind die Konzentrationen ebenfalls höher. Die Gegenüberstellung beruht jedoch auf dem Vergleich direkter Emissionen in die Gewässer. Dieser Vergleich ist in Abbildung 5 exemplarisch für Abwässer von Verkehrsflächen dargestellt. Abbildung 6 zeigt einen Vergleich der Konzentrationen ausgewählter Stoffe im Mischwasser, im Regenwasser aus Trennkansystemen und im Kläranlagenablauf (Mittelwerte).

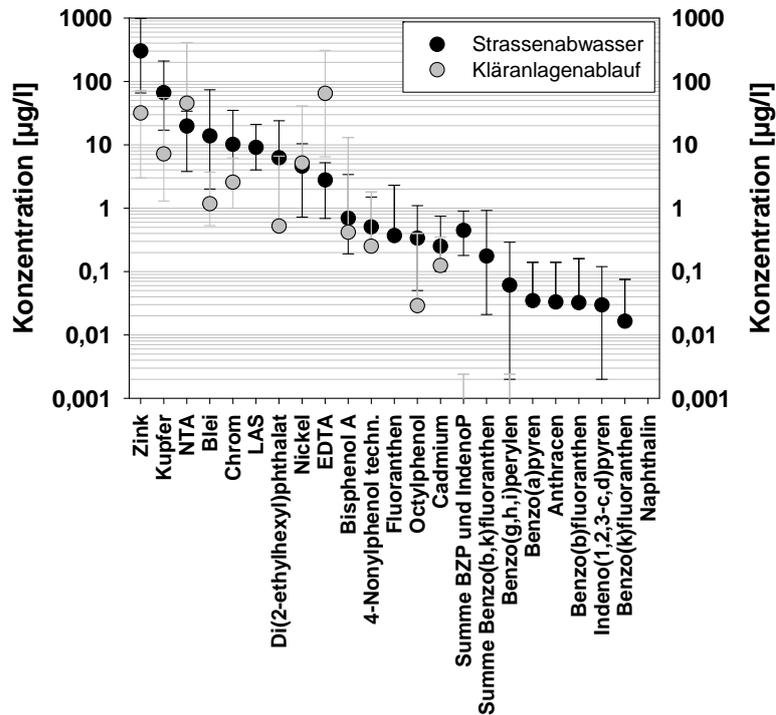


Abbildung 5: Gegenüberstellung der gemessenen Konzentrationen in Abläufen von Verkehrsflächen und in Abläufen kommunaler Kläranlagen

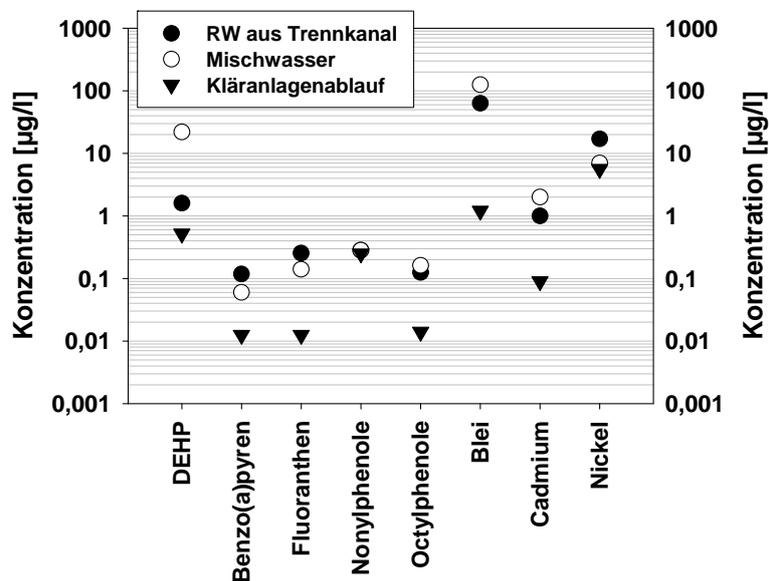


Abbildung 6: Konzentrationsvergleich ausgewählter Stoffe in Mischwasserentlastungen, Regenwasserableitungen und Kläranlagenabläufen

Vor allem Metalle, polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe sowie Phthalate sind hervorzuheben. Bei reiner Betrachtung der verfügbaren Konzentrationen ist zu schließen, dass neben den kontinuierlichen Abwassereinleitungen aus kommunalen Kläranlagen auch diffuse Ableitungen

sehr wohl von Relevanz sein können. Dabei ist aber zu berücksichtigen, dass dieser Vergleich auf Konzentrationsebene nur sehr beschränkt aussagekräftig ist, sondern vielmehr eine frachtbasierte Abschätzung durchzuführen ist, um die einzelnen Eintragspfade vergleichen und auch bewerten zu können.

3 Frachtbasierte Bewertung von Spurenstoffen auf Einzugsgebietsebene

In Abbildung 1 sind verschiedene Eintragspfade in ein Gewässer zusammengefasst. Nachfolgend wird versucht, dieses Schema mit Zahlen zu füllen, um eine erste grobe Bewertung der verschiedenen Eintragspfade durchführen zu können. Dabei wird darauf hingewiesen, dass für manche der aufgezeigten Eintragspfade derzeit für sehr viele Stoffe keine Daten zur Verfügung stehen und die nachfolgenden Bewertungen auf sehr vielen Annahmen beruhen (müssen).

Ausgehend von Abbildung 1 werden nur die Teilströme Kläranlagenablauf (gereinigtes Abwasser), Mischwasserableitungen, Regenwasserableitungen aus Trennkanalisation sowie die atmosphärische Deposition auf die Gewässerfläche berücksichtigt. Andere Eintragspfade aus nicht versiegelten Flächen bleiben vorerst unberücksichtigt, obwohl der Eintrag über die Landwirtschaft für zahlreiche Stoffe von Relevanz sein kann (siehe Fuchs et al., 2010). Damit ergibt sich eine vereinfachte Betrachtungsweise die in Abbildung 7 schematisch dargestellt ist.

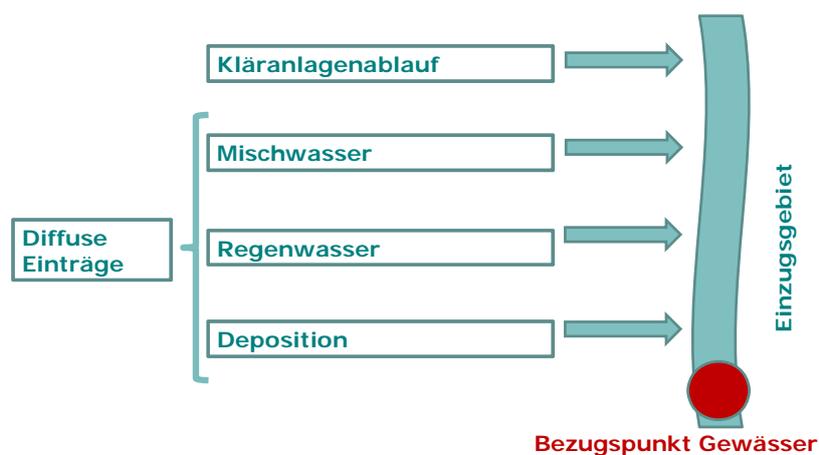


Abbildung 7: vereinfachte schematische Darstellung der berücksichtigten Eintragspfade

Die für die Bewertung verwendeten Datenquellen der berücksichtigten Eintragspfade sind in Tabelle 5 zusammengefasst.

Tabelle 5: Zusammenstellung der für die Abschätzung verwendete Daten

Teilstrom	Daten	Datenquelle
Kläranlagenablauf (gereinigtes Abwasser)	Abwassermengen mittlere Ablaufkonzentration	Kläranlagendatenbank Bund / EMREG Umweltbundesamt (2009)
Mischwasser	MONERIS Datensatz mittlere Konzentration	Gabriel et al. (2011) Literaturangaben
Regenwasserableitung aus Trennkanalisation	MONERIS Datensatz mittlere Konzentration	Gabriel et al. (2011) Literaturangaben
Deposition	Gewässerfläche Gesamtdeposition	GIS Verschneidung Offenthaler et al. (2009) Literaturangaben

Für die Bezugspunkte im Gewässer wurden mittels GIS Verschneidung die Direkteinleiter im Einzugsgebiet bestimmt und die Frachten akkumuliert. Ähnliches gilt für die Mischwasserentlastungen und die Regenwasserableitungen aus Trennkanalisationen. Die Abwassermengen wurden aus dem MONERIS Datensatz (Gabriel et al., 2011) übernommen und für die Konzentration wurden Literaturangaben verwendet (siehe Tabelle 6). Bei der Deposition wurde nur die direkte Deposition auf die Gewässerflächen berücksichtigt. Die Abschätzung wurde für Di(ethyl-hexyl)phthalat (DEHP) (Weichmacher) und Fluoranthen (polyzyklischer aromatischer Kohlenwasserstoff) durchgeführt. Bei Fluoranthen wurde mit österreichischen Daten aus Offenthaler et al. (2009) gerechnet, die im Vergleich zu Literaturwerten deutlich niedriger sind (siehe Tabelle 1).

Tabelle 6: Für die Abschätzung verwendete durchschnittliche Konzentrationen für DEHP und Fluoranthen in den berücksichtigten Teilströmen

Teilstrom	DEHP	Fluoranthen
Kläranlagenablauf (gereinigtes Abwasser)	0,51 µg/l (Umweltbundesamt, 2009)	0,0125 µg/l (Umweltbundesamt, 2009)
Mischwasser	18 µg/l (Umweltbundesamt, 2009)	0,180 µg/l (Umweltbundesamt, 2009)
Regenwasserableitung aus Trennkanalisation	1,6 µg/l aus Zessner et al. (2010)	0,254 µg/l aus Zessner et al. (2010)
Deposition	870 µg/m ² /a aus Zessner et al. (2010)	2,3 µg/m ² /a Offenthaler et al. (2009)

Das Ergebnis der Bewertung ist in Abbildung 8 dargestellt. Dabei ist der Frachtanteil der berücksichtigten Teilströme an der Gesamtemission dargestellt.

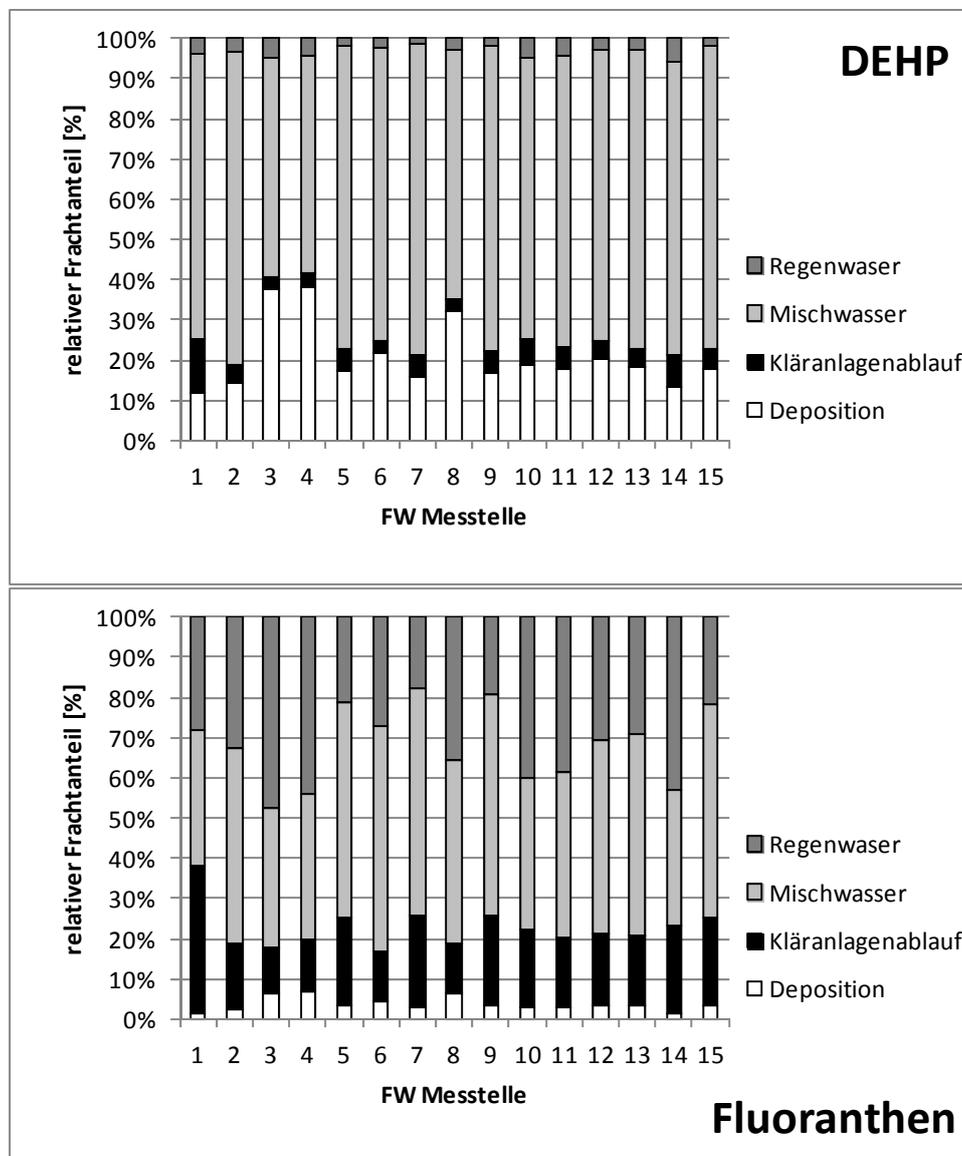


Abbildung 8: Frachtanteile der berücksichtigten Teilströme an der Gesamtemission

Für DEHP ist der Haupteintragspfad in die Gewässer die Mischwasserableitung, die 70-80% der berücksichtigten Einträge ausmacht. Zudem ist Deposition auf die Gewässerfläche von Relevanz, wohingegen Regenwasserableitungen aus Trennkanalisation und Kläranlagenabläufe nur einen geringen Frachtanteil beitragen. Bei Fluoranthren tragen Mischwasserableitungen und Regenwasserableitungen aus Trennkanalisation zu annähernd gleichen Teilen mit jeweils 30-40% zur Gesamtfracht bei. Der Frachtanteil aus Kläranlagenabläufen liegt bei rund 20%. Ein vergleichbares Ergebnis wird von Fuchs et al. (2010) für polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe berichtet. Das durchschnittliche Verhältnis zwischen den Emissionen aus Kläranlagen (gereinigtes Abwasser) und den Emissionen aus urbanen Gebieten (Mischwasser, unbehandeltes Abwasser, Regenwasser aus Trennkanalisation) beträgt rund 1:4,5. Fuchs et al. (2010) stellen einen höheren Frachtanteil der Deposition fest.

Zur Überprüfung dieser Bewertung werden die gerechneten Frachten den im Gewässer beobachteten Frachten gegenübergestellt. Die Gewässerfrachten wurden dazu aus den jeweiligen Mittelwasserführungen (MQ) und den Ergebnissen des Sondermessprogrammes 2003/2004 (Pattermann et al., 2005) berechnet. Da neben den berücksichtigten Eintragspfaden auch noch andere von Relevanz sein können sowie unter der Annahme sofortiger voller Abflusswirksamkeit (keine Retention und keine Transformation) sollten die kumulierten Frachten aus den vier berücksichtigten Eintragspfaden niedriger sein, als die Gewässerfracht. Die Ergebnisse der Gegenüberstellung sind in Abbildung 9 dargestellt.

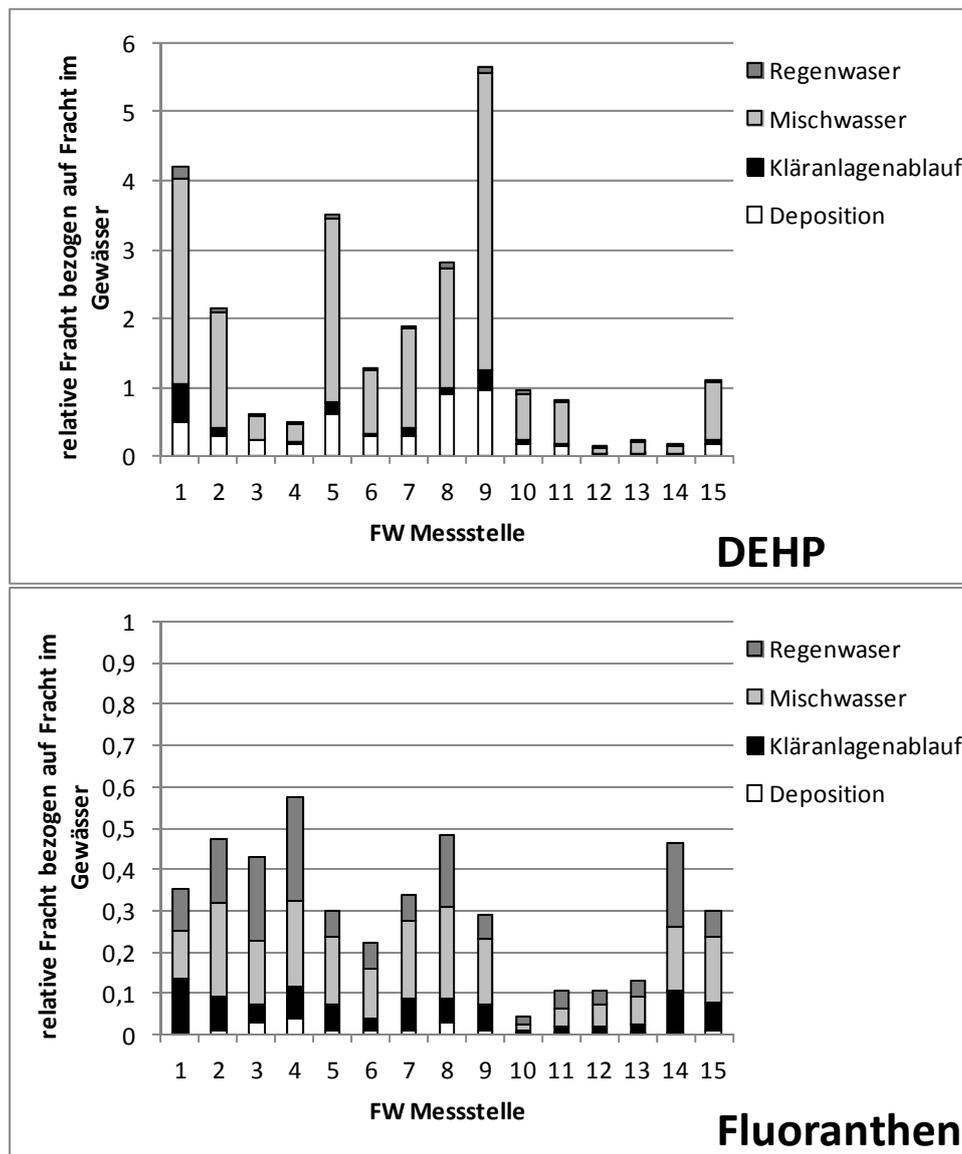


Abbildung 9: Gegenüberstellung der gerechneten Frachten mit den Gewässerfrachten

Für Fluoranthene kann das Ergebnis für die meisten Messstellen als plausibel eingestuft werden. Das Ergebnis weist aber auch darauf hin, dass relevante Eintragspfade nicht berücksichtigt wurden. Die Verteilung der berücksichtigten Eintragspfade zeigt eine gute Übereinstimmung mit den Ergebnissen von Fuchs et al. (2010). So beträgt die Summe der drei Eintragspfade Kläranlagenablauf, Mischwasserentlastungen und Regenwasserableitungen aus Trennkanalisationen zwischen 20 und 50% der Gesamtemission. Auch das berechnete Verhältnis der Frachten aus Kläranlagenablauf zur Summe aus Mischwasserentlastungen und Regenwasserableitungen aus Trennkanalisationen ist mit dem Ergebnis von

Fuchs et al. (2010) für die Summe der polyzyklischen Kohlenwasserstoffe vergleichbar. (siehe Abbildung 3). Ein deutlicher Unterschied ergibt sich für die Deposition. Dies ist darauf zurückzuführen, dass die verwendete Konzentration aus Offenthaler et al. (2009) im Vergleich zu Literaturwerten (siehe Tabelle 1) gering ist. Bei der Berücksichtigung der Deposition in der Berechnung mit einem höheren spezifischen Wert steigt zwar der Frachtanteil dieses Eintragspfades, die Relation zwischen den Frachten aus Kläranlagenabläufen und Misch- und Regenwasserableitungen bleibt jedoch gleich. Für DEHP sind die derzeitigen Ergebnisse nicht plausibel.

An diesem Beispiel zeigen sich auch die Beschränkungen der durchgeführten Bewertung sehr deutlich. Hierbei sind vor allem die folgenden Punkte hervorzuheben:

- Die Anzahl der verfügbaren Messungen ist gering
- Die räumliche und zeitliche Auflösung der Daten ist niedrig
- Bei der Bewertung wurde die komplette Abflusswirksamkeit am Bezugspunkt im Gewässer angenommen, ohne Berücksichtigung von Retention oder Transformation
- Keine Daten zu entlasteten Mischwassermengen oder Ableitungen aus Trennkanalisationen waren verfügbar
- Die Anwendung von Mittelwerten für die Berechnung von Emissionsfrachten berücksichtigt keine lokaler Einflüsse

Nichtsdestotrotz zeigen die Beispiele aber doch, dass neben den Abläufen kommunaler Kläranlagen auch andere Eintragspfade die Emissionen von Spurenstoffen in die Gewässer dominieren können.

4 Stand und Trend bei der Betrachtung von Spurenstoffen auf Einzugsgebietsebene

Der derzeitige Stand der Betrachtung von Spurenstoffen auf Einzugsgebietsebene ist durch die Beschränktheit der zur Verfügung stehenden Daten und des vorhandenen Verständnisses der Zusammenhänge bestimmt, sowohl was deren räumliche als auch zeitliche Auflösung betrifft. Diese Mängel in der

Informationen sind in den zuvor ausgeführten Beispielen deutlich erkennbar und veranschaulichen die Unsicherheiten, die mit der Bewertung von Spurenstoffen auf Einzugsgebietsebene verbunden sind.

Nichtsdestotrotz zeigen die verfügbaren Daten sowie auch die zuvor präsentierten Ergebnisse, dass für viele Stoffe bzw. Stoffgruppen diffuse Eintragspfade in Gewässer von nicht zu vernachlässigender Relevanz sein können, ja teilweise die Einträge in die Gewässer dominieren. Vor möglichen signifikanten Beeinträchtigungen von Gewässern durch Spurenstoffe und der damit verbundenen Maßnahmenplanung zur Beseitigung dieser Mängel ist es daher erforderlich neben den Kläranlagenabläufen auch andere mögliche Eintragspfade qualitativ und quantitativ möglichst gut abbilden zu können. Nur mit diesem Wissen ist es möglich Maßnahmen gezielt an den relevanten Teilströmen zu setzen und somit den Anforderungen der Wasserrahmenrichtlinie zu entsprechen.

Daher ist auch ein Trend dahingehend zu beobachten, dass diffuse Eintragspfade zunehmend an Aufmerksamkeit gewinnen und versucht wird, Daten- und Wissenslücken zu schließen. Die bisherige Fokussierung auf Kläranlagenabläufe ist sicherlich dadurch bedingt, dass Abläufe kommunaler Kläranlagen einen wichtigen aber vor allem leicht zu untersuchenden Eintragspfad in die Gewässer darstellen. Bei den diffusen Eintragspfaden ist aufgrund der Dynamik und der räumlichen Heterogenität des Stoffaustrages eine Untersuchung mit erheblichen Herausforderungen verbunden. Analog zu den Nährstoffen werden jedoch diffuse Eintragspfade auch bei Spurenstoffen zukünftig noch weiter an Bedeutung gewinnen. Wie auch bei den Nährstoffen wird es nicht möglich sein die diffusen Emissionen auf Einzugsgebietsebene messtechnisch zu erfassen. Es wird daher auch hier erforderlich sein geeignete Stoffbilanzierungsmodelle auf Ebene von Einzugsgebieten zu entwickeln und zu testen um den quantitativen Zusammenhang zwischen Emissionen und Immissionen gesicherter erfassen zu können. Wie die gezeigten Beispiele jedoch belegen, besteht derzeit noch erheblicher Informationsbedarf.

5 Literatur

- ARCEM (2003). Hormonwirksame Stoffe in Österreichs Gewässern – Ein Risiko?
Austrian Research Cooperation on endocrine Modulators. Endbericht Juni 2003.
- BGBI. II 96/2006 i.d.g.F. Verordnung des Bundesministers für Land- und
Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über die Festlegung des
Zielzustandes für Oberflächengewässer (Qualitätszielverordnung Chemie
Oberflächengewässer – QZV Chemie OG). Bundesgesetzblatt für die Republik
Österreich 96/2006, Teil II, vom 02.03.2006.
- Clara, M. (2004). Das Verhalten ausgewählter organischer Spurenstoffe bei der
biologischen Abwasserreinigung. Dissertation an der Technischen Universität
Wien, Fakultät für Bauingenieurwesen, Wiener Mitteilungen Bd. 191, ISBN 3-
85234-082-9.
- Clara, M. (2007). Gewässerbelastung durch „gefährliche Stoffe“ aus der
Abwasserentsorgung und Möglichkeiten zu deren weitergehender Reinigung. In H.
Kroiss (Ed). Der kombinierte Ansatz, das Wechselspiel zwischen Emission und
Immission. Wiener Mitteilungen Bd. 201, 181-208.
- Clara, M., Gans, O., Weiss, S., Sanz-Escribano, D., Scharf, S. und Scheffknecht, C.
(2009). Perfluorinated alkylated substances in the aquatic environment: An Austrian
case study. *Water Research* 43, 4760-4768.
- EC (2000). Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines
Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik
vom 23.10.2000. 2000/60/EG. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L327,
22.12.2000.
- EC (2001). Entscheidung des Europäischen Parlaments und des Rates vom 20. November
2001 zur Festlegung der Liste prioritärer Stoffe im Bereich der Wasserpolitik und
zur Änderung der Richtlinie 2000/60/EG. 2455/2001/EG. Amtsblatt der
Europäischen Gemeinschaften L331, 15.12.2001.
- Fuchs S., Scherer, U., Wander ,R., Behrendt, H., Venohr, M., Opitz, D., Hillenbrand, T.,
Marscheider-Weidemann, F., Götz, T. (2010). Berechnung von Stoffeinträgen in die
Fließgewässer Deutschlands mit dem Modell MONERIS – Nährstoffe,
Schwermetalle und Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe. Texte 45/2010.
Umweltbundesamt Dessau-Roßlau. September 2010.
- Gabriel, O., Hochedlinger, G., Kovac, A., Schilling, C., Thaler, S., Windhofer, G.,
Zessner, M. (2011). Stoffbilanzmodellierung für Nährstoffe auf
Einzugsgebietsebene als Grundlage für Bewirtschaftungspläne und
Maßnahmenprogramme (STOBIMO-Nährstoffe). Endbericht. BLMFUW, Mai 2011.
- Offenthaler, I., Bassan, R., Belis, C., Garo-Stach, I., Ganz, S., Iozza, S., Jakobi, G.,
Kaiser, A., Kirchner, M., Knoth, W., Kräuchi, N., Levy, W., Moche, W., Nurmi-
Legat, J., Raccanelli, S., Schramm, K.-W., Schröder, P., Sedivy, I., Simoncic, P.,
Staudinger, M., Thanner, G., Uhl, U., Vilhar, U. und Weiss, P. (2009).

- MONARPOP - Monitoring Network in the Alpine Region for Persistent and other Organic Pollutants. Überarbeiteter Bericht, BMLFUW, Juni 2009.
- Pattermann, M., Wimmer, M., Deutsch, K., Rauchbüchl, A. (2005). Überwachung Gefährlicher Stoffe in Oberflächengewässern – Stand der Untersuchungen 2004. Schriftenreihe des Bundesamtes für Wasserwirtschaft, Bd. 22, Wien.
- Schaar, H. und Kreuzinger, N. (2011). KomOzon - Technische Umsetzung und Implementierung einer Ozonungsstufe für nach dem Stand der Technik gereinigtes kommunales Abwasser, Heranführung an den Stand der Technik. Endbericht. Wien, Juni 2011.
- Sadezky, A., Löffler, D., Schlüsener, M., Roig, B., Ternes, T. (2010). Real situation: occurrence of the main investigated PPs in water bodies. In Roig, B. (ed.) Pharmaceuticals in the environment: current knowledge and need assessment to reduce presence and impact. IWA Publishing, London, UK, 31-87.
- Umweltbundesamt (2002). Arzneimittelwirkstoffe im Zu- und Ablauf von Kläranlagen. Umweltbundesamt Berichte. BE-201. ISBN 3-85457-624-2.
- Umweltbundesamt 2009. Emissionen organischer und anorganischer Stoffe aus kommunalen Kläranlagen. Report REP-0247. Wien.
- Umweltbundesamt (2010). Organische Schadstoffe in Grünlandböden – Teil 3 Endbericht. Report REP-0268. Wien.
- Welker, A. (2004). Schadstoffströme im urbanen Wasserkreislauf Aufkommen und Verteilung, insbesondere in den Abwasserentsorgungssystemen. Habilitationsschrift, Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft, Technische Universität Kaiserslautern.
- Zessner, M., Kovac, A. und Strenn, B. (2010). Studie zum Vorkommen von Nährstoffen sowie organischen und anorganischen Verunreinigungen in Niederschlag, Niederschlagswassereinleitungen aus Kanalisation, Straßenentwässerungen bzw. Mischwassereinleitungen. Literaturstudie. Endbericht. Jänner 2010.

Korrespondenz an:

Manfred Clara

Abteilung Oberflächengewässer, Umweltbundesamt GmbH
Spittelauer Lände 5, 1090 Wien

Tel: +43 1 31304 5612

E-Mail: manfred.clara@umweltbundesamt.at

Methoden und Werkzeuge für ein intelligentes und kontinuierliches Langzeitmonitoring

Stefan Winkler, Jasmin Genssler, Lukas Kornfeind, Ernis Saračević,
Andreas Winkelbauer

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft,
Technische Universität Wien

Abstract: Der langfristige Betrieb von Prozessinstrumenten in Anlagen, einzelnen Messstellen oder –stationen im Feld oder von Messnetzen setzt verschiedene Randbedingungen voraus, deren Einhaltung zunächst trivial erscheinen mag – deren langfristige und konsequente Umsetzung jedoch die Anwendung geeigneter Methoden und Werkzeuge erforderlich macht.

Die Anwendung von Messtechnik in wasserwirtschaftlichen Applikationen erfordert häufig einen langfristigen Einsatz, da die Eigenschaften der beobachteten Systeme auf Basis von Kurzzeitbeobachtungen oftmals nicht hinreichend untersucht werden können.

Nachfolgend wird eine Methodik für die automatisierte Datenqualitätssicherung vorgestellt, die einerseits auf einer abgesicherten Referenzanalytik und andererseits auf applikations- und messortspezifischen automatischen Datenprüfalgorithmen aufbaut.

Die Methodik ist in der Messnetzplattform i^{TUW} mon integriert; diese stellt ein wichtiges Werkzeug dar um langfristig eine möglichst hohe Verfügbarkeit von plausiblen Messdaten mit einem vertretbaren Personalaufwand sicherzustellen.

Key Words: Automatische Datenprüfung, Datenqualitätssicherung, Information aus Daten, Messnetzautomatisierung

1 Datenqualitätssicherung für kontinuierliche Feldmessungen

1.1 Methodvalidierung

Sowohl für Labor- als auch für Feldmethoden (z.B. Küvettest) sind Dokumente verfügbar, die wesentliche Kenngrößen dieser Messverfahren angeben. Dabei ist zu beachten, dass die in den Datenblättern angegebenen Werte

sich auf bestimmte Randbedingungen beziehen, die in der praktischen Anwendung im Feld nicht eingehalten werden können. Beispielsweise ist im Feld immer eine Probenahme und Probenaufbereitung erforderlich, die bei Anwendung synthetischer Standards unter Laborbedingungen nicht in vergleichbarer Form auftritt. Bei der Probenahme im Feld ist immer auf eine repräsentative Probenahme zu achten – bei der Verwendung partikelfreier synthetischer Standards im Labor wird deren Homogenität angenommen. Im Feld ist z.B. für photometrische Methoden eine Probenfiltration erforderlich, die im Labor bei Anwendung synthetischer Standards entfällt.

Somit beziehen sich Angaben in der Literatur oder Datenblättern nur auf einen Teil des Messverfahrens; der Einfluss von Probenahme und Probenaufbereitung ist nicht berücksichtigt – dies kann auch nicht erfolgen, da nicht unterschiedlichste Matrix- und andere feldspezifische Randbedingungen repräsentativ unter Laborbedingungen nachgebildet werden können.

Die unter Feldbedingungen mit einer bestimmten Methode erreichbare Genauigkeit wird somit in der Regel immer schlechter sein als die Angaben in den entsprechenden Datenblättern, da sich letztere immer auf standardisierte Prüfbedingungen beziehen. Zusätzlich haben noch eine Reihe von Faktoren einen Einfluss auf das Analyseergebnis im Feld – bis hin zur Expertise der handelnden Personen. Thomann (2002) hat für die photometrischen Küvettentests eine graphische Zusammenfassung potentieller Fehlerquellen erstellt, die in Abbildung 1 dargestellt ist.

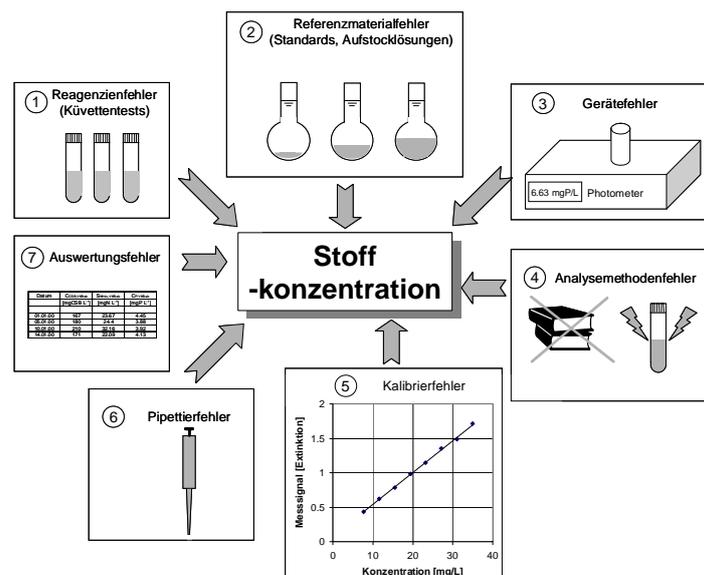


Abbildung 1: Potentielle Fehlerquellen der photometrischen Küvettentestmethode

Für eine Datenqualitätssicherung von kontinuierlichen Feldmessungen ist es daher empfehlenswert selbst eine Methodvalidierung durchzuführen um damit eine Basis zu schaffen, die die spezifischen Gegebenheiten berücksichtigt, unter der später die laufenden Referenzanalysen für die kontinuierlichen Feldmessungen durchgeführt werden.

Auch wenn diese Methodvalidierungen (z.B. DIN 32654:2008) wiederum mit Reinstandards unter Laborbedingungen durchgeführt werden, so können dabei bereits systematische Fehler (z.B. Pipettenkalibrierung, Anwendungsfehler) erkannt und für die spätere Feldanwendung eliminiert werden. Die mittels selbst durchgeführter Methodvalidierung gewonnenen Kenngrößen eines Messverfahrens (z.B. 95 %-Vertrauensintervall) sind für die Feldanwendung realistischer als Angaben in Datenblättern, die sich auf „Idealbedingungen“ beziehen.

1.2 Referenzanalytik realer Proben (Feldbedingungen)

Auch wenn in der Messtechnik per definitionem der „wahre Wert“ nie bekannt ist, sondern nur ein Werteintervall, in dem sich der wahre Wert mit einer gewissen Wahrscheinlichkeit befindet, so erlauben die im Abschnitt 1.1 beschriebenen Methoden zumindest einen Vergleich mit einer Größe, die „bekannt“ ist (der synthetisch hergestellte Reinstandard). Einige Verfahren der Methodvalidierung (z.B. ISO 15839:2003) vernachlässigen den Fehler des Referenzmaterials und setzen für die Auswertung des Validierexperimentes exakt bekannte Referenzkonzentrationen voraus.

Bei realen Feldproben ist dieses a priori Wissen nie gegeben, d.h. eine Probe kann nur mit unterschiedlichen Methoden analysiert werden um den „wahren Wert“ einzugrenzen.

Zur Qualitätssicherung kontinuierlicher Feldmessungen können z.B. vorort Feldanalysen (z.B. Küvettentest) und parallel dazu Laboranalysen von vorort entnommenen Schöpfproben durchgeführt werden. Damit liegen für den analysierten Parameter zwei Analyseergebnisse vor; aus der vorher durchgeführten Methodvalidierung sind die Genauigkeiten der verwendeten Messverfahren (unter Laborbedingungen) bekannt.

Es liegen somit Analyseergebnisse für idente Proben von zwei unterschiedlichen Methoden und deren Unsicherheiten vor; mittels der Williamson-Least-Square-Regression (Bertrand-Krajewski, 2004) kann daraus ein „kombinierter“ Referenzwert und dessen Unsicherheit berechnet werden.

In Abbildung 2 ist das Ergebnis einer derartigen Berechnung für den Parameter Chlorid an einer Gewässermessstelle dargestellt. Die Feldanalysen wurden mittels Küvettentest (HACH-LANGE LCK311) durchgeführt; es wurden jeweils Doppelbestimmungen durchgeführt. Im Labor wurde HPLC (High performance liquid chromatography, ISO 10304-1:2009) verwendet und ebenfalls Doppelbestimmungen durchgeführt. Die Methodvalidierungen beider Methoden wurden mit identen synthetischen Standards im Labor entsprechend DIN 32645:2008 durchgeführt.

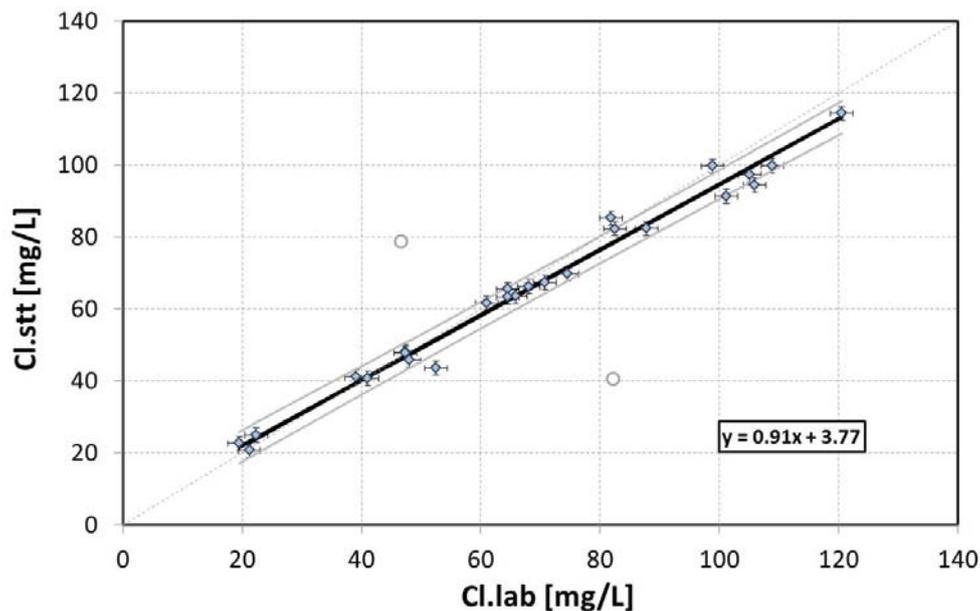


Abbildung 2: Analyseergebnisse für den Parameter Chlorid (Cl) von Gewässerproben mit Labor- (lab) und Feldmethode (stt, engl.: small tube test = Küvettentest), Schwarze Linie: Referenzwert aus WLS-Regression, graue Linien: 95 %-Vertrauensgrenzen des Referenzwertes, graue Kreise: Ausreißer

In Abbildung 2 sind die einzelnen Messpunkte mit ihrer Unsicherheit mittels Fehlerindikatoren dargestellt. Mittels der WLS-Regression (schwarze Linie) wird ein Schätzwert des „wahren Wertes“ unter Berücksichtigung der Unsicherheiten beider Methoden gewonnen; ebenso dessen Unsicherheit (95 %-Vertrauensbereichsgrenzen, graue Linien). Nachfolgend wird dieser Wert als Referenzwert bezeichnet.

Der Referenzwert ist im Mittel um etwa 9 % kleiner als der Laborwert; das 95 %-Vertrauensintervall des Referenzwertes ($\pm 4 \text{ mg}_{\text{Cl}}/\text{L}$) schließt für weite Teile des beobachteten Konzentrationswertes die 45°-Gerade zwischen Labor- und Feldmethode ein. Für die betrachtete Messstelle ist somit eine gute Kenntnis der Referenzkonzentration gegeben.

Die grauen Kreise in Abbildung 2 zeigen zwei Probenahmen, bei denen große Abweichungen zwischen Labor- und Feldwerten beobachtet wurden. Die hier durchgeführte Auswertung unterstützt somit auch für bei der Erkennung von Ausreißern.

1.3 Abschätzung der mittleren Messabweichung von Prozessinstrumenten unter Feldbedingungen

Für einige Messverfahren von Prozessinstrumenten können die für die Labor- und Feldanalysenverfahren angewendeten Verfahren zur Methodvalidierung nicht verwendet werden. Dies ist dadurch bedingt, dass diese Prozessmessverfahren stark von Matrixbedingungen abhängen (z.B. optische Messverfahren oder ISE) und damit unter Laborbedingungen und mit Reinstandards gewonnene Kenngrößen des Messverfahrens nicht auf Feldbedingungen übertragbar sind. Zusätzlich zeigen manche Prozessmessverfahren (insbesondere ISE) aufgrund verfahrensspezifischer Eigenschaften (z.B. Membranalterung, Elektrolytverbrauch, etc.) zeitlich veränderliche Eigenschaften im Feld – wodurch die Gültigkeit von Validiermethoden unter Laborbedingungen zusätzlich in Frage gestellt wird.

Die Durchführbarkeit der in Abschnitt 1.1 beschriebenen Methoden im Feld ist in Frage zu stellen, da eine Reihe von Randbedingungen (Reinheit der Prozessinstrumente, Genauigkeit von Referenzwerten auf Matrixbasis, etc.) nur schwer beherrscht werden können und damit der Nutzen derartiger Experimente zweifelhaft ist. In jedem Fall wäre die Durchführung sehr aufwändig und aufgrund der zeitlich veränderlichen Eigenschaften mancher Prozessinstrumente periodisch wahrzunehmen – was insgesamt einen sehr hohen Personalaufwand verursachen würde.

Daher wird nachfolgend versucht auf Basis der Referenzwerte eine Abschätzung der mittleren Messabweichung unter Feldbedingungen vorzunehmen. Abbildung 3 zeigt dazu beispielhaft das Ergebnis einer derartigen Abschätzung für eine Chloridmessung mit einer ISE-Sonde (NADLER MiniCal) in einem Oberflächengewässer.

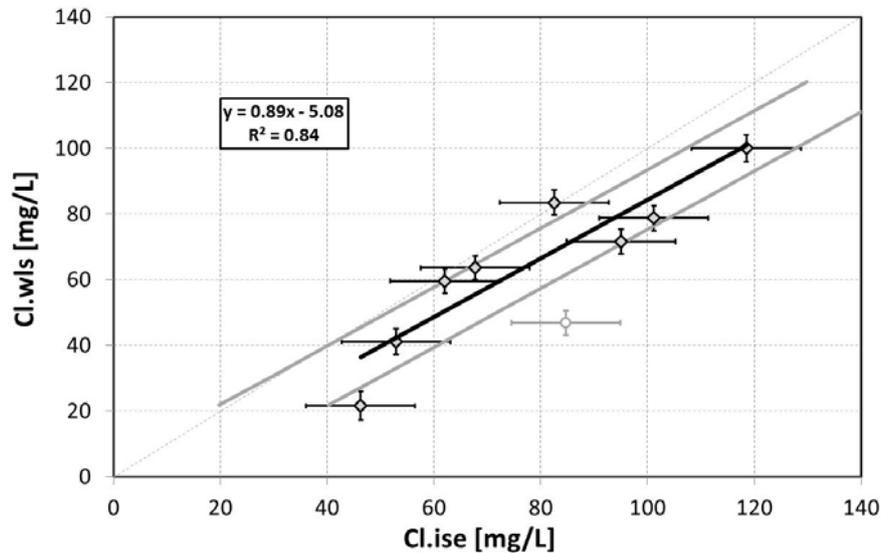


Abbildung 3: Abschätzung der mittleren Messabweichung einer ionensensitiven Chloridsonde (Cl.ise) in Bezug auf den Referenzwert (Cl.wls) unter Feldbedingungen. Schwarze Linie: Regressionsgerade (bezogen auf die Referenzwerte), graue Linien: Mittlere Fehlergrenzen der Chloridsonde, grauer Kreis: Ausreißer

Abbildung 3 zeigt zunächst, dass die Chloridsonde unter Feldbedingungen systematisch zu hohe Werte liefert – und bezogen auf den Referenzwert um etwa -11 % und einen Offset von -5 mg_{Cl}/L korrigiert werden muss.

Unter Berücksichtigung der Unsicherheit des Referenzwertes (± 4 mg_{Cl}/L) ergibt sich ein mittlerer Fehler der Chloridsonde von ± 10 mg_{Cl}/L. Dies stellt einen Schätzwert dar, der auf Basis der relativ geringen Anzahl der verfügbaren Referenzwerte gewonnen wurde. Bekannt sind die Referenzwerte und deren Unsicherheit und die Sondenmesswerte zum Zeitpunkt der Referenzanalysen. Damit kann die mittlere Abweichung der Sonden- von den Referenzwerten berechnet werden. Alternativ könnte ein Perzentilwert der Messwertabweichungen herangezogen werden – was bei einer Anzahl von acht nutzbaren Datenpunkten als wenig sinnvoll erachtet wurde.

Zusätzlich ist anzumerken, dass die hier dargestellten Messabweichungen auf Basis von dreiwöchigen Wartungsintervallen gewonnen wurden und die ermittelten Messabweichungen somit sämtliche Effekte subsumieren, die in den 3-Wochen-Perioden auftreten können (Kristallpassivierung, Elektrolytverbrauch, Wirksamkeit der automatischen Druckluftreinigung, etc.).

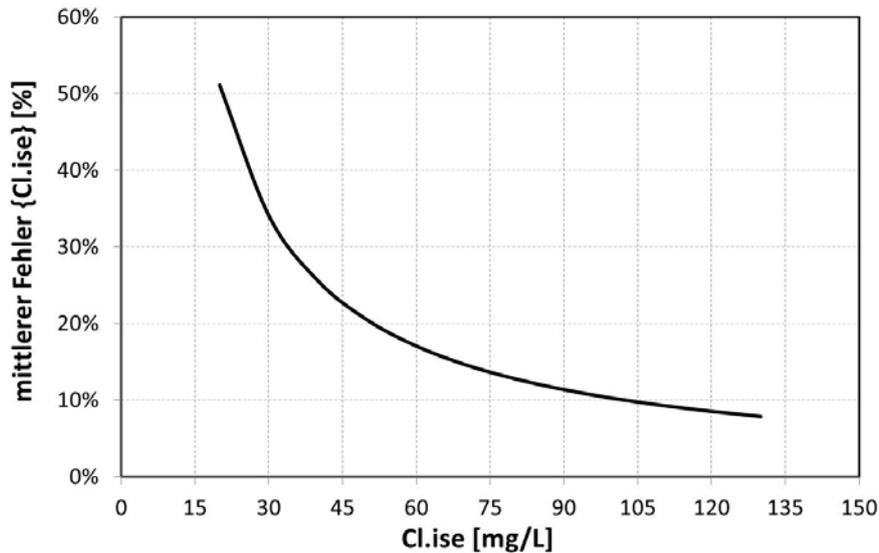


Abbildung 4: Mittlerer relative Messabweichung einer ionensensitiven Chloridsonde (Cl.ise) unter Feldbedingungen (Applikation: Oberflächengewässer)

Abbildung 4 zeigt die aus Abbildung 3 abgeleitete mittlere relative Messabweichung der Chloridsonde für eine Applikation in einem Oberflächengewässer. Bezogen auf den beobachteten Konzentrationsbereich (20-120 mg_{Cl}/L, Abbildung 2) ergibt sich in der Messbereichsmitte (70 mg_{Cl}/L) eine relative Messabweichung von $\pm 15\%$.

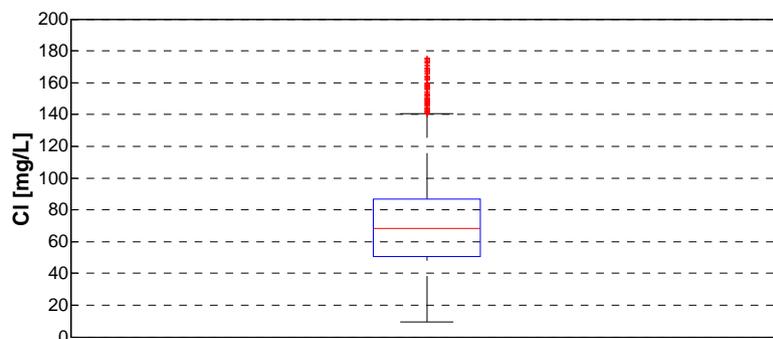


Abbildung 5: Häufigkeitsverteilung (Boxplot) der Chloridkonzentration an der untersuchten Messstelle (Oberflächengewässer)

Wie Abbildung 5 zeigt, ist dieser relative Fehler ($\pm 15\%$) relevant für den kontinuierlichen Messbetrieb; der Hauptteil der Messwerte (25 %- und 75 %-Perzentil) liegt im Bereich von 50-90 mg_{Cl}/L.

2 Automatisierte Datenprüfung

Neben periodischen Referenzanalysen sind automatische Datenprüfalgorithmen ein weiteres wichtiges Werkzeug zur Datenqualitätssicherung kontinuierlicher Feldmessungen. Dabei können allgemeingültige, applikationsorientierte Prüfkriterien zur Anwendung kommen – diese liefern i.d.R. jedoch nur eine relativ grobe Bewertung der Messwertplausibilität bzw. erkennen nur grobe Ausreißer. Sinnvoller ist es die messort- und anwendungsspezifischen Eigenschaften eines Messparameters zu untersuchen und daraus Datenprüfkriterien abzuleiten, die eine detaillierte Bewertung der Qualität eines Messwertes ermöglichen.

Unter der Annahme, dass innerhalb eines Einzugsgebietes für einen definierten Betrachtungszeitraum die emittierten Frachten aus Punktquellen und diffusen Quellen relativ konstant sind, kann für verschiedene Parameter (z.B. Leitfähigkeit und Chlorid) angesetzt werden, dass sie – bezogen auf den Abfluss – einer Verdünnungsfunktion folgen müssen. Für bestimmte Wertebereiche des Abflusses werden Konzentrationsintervalle des untersuchten Parameters bestimmt, in denen sich die aktuell gemessene Konzentration befinden sollte.

Ist dies nicht der Fall, können (i) die Emissionen erheblich vom „Normalfall“ abweichen, (ii) Störungen des untersuchten Prozessinstrumentes vorliegen oder (iii) eine erhebliche Messabweichung bei der Messung des Bezugswertes (hier: Abfluss) aufgetreten sein. Auch wenn die Ursache einer Messabweichung nicht unmittelbar identifiziert werden kann, so liefern automatische Datenprüfungen zumindest einen Hinweis auf „außergewöhnliche“ Systemzustände und damit den ersten Schritt für detaillierte Untersuchungen. Beispielsweise könnte das Erkennen eines außerhalb des „Normalbereiches“ liegenden Konzentrationsregimes dazu genutzt werden um eine automatische Probenahme auszulösen und damit Kurzzeit- oder transiente Ereignisse besser untersuchen zu können und damit das Systemverständnis zu verbessern.

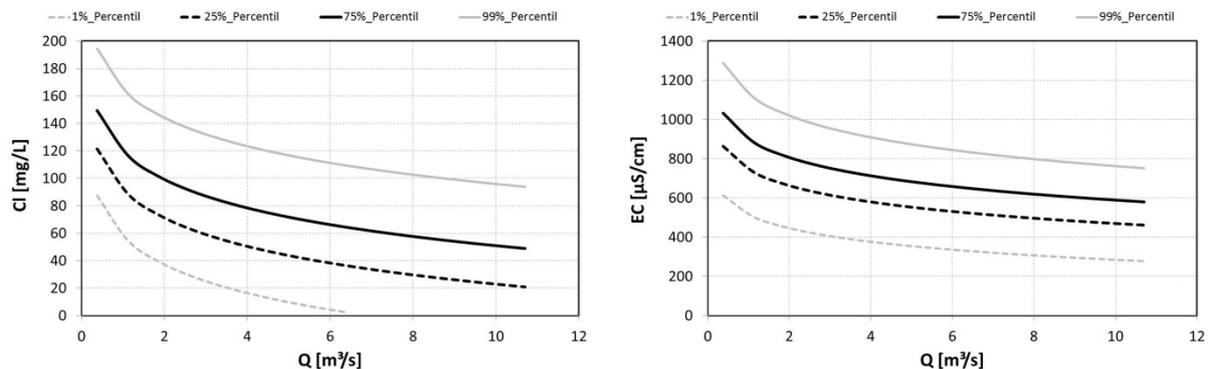


Abbildung 6: Konzentrationsintervalle (dargestellt als Perzentilwerte) für Chlorid (links) und Leitfähigkeit (rechts, EC = electrical conductivity) in Abhängigkeit vom Abfluss

Abbildung 6 zeigt für eine Gewässermessstelle die abgeschätzten Konzentrationsbereiche bzw. Werteintervalle für Chlorid und Leitfähigkeit in Abhängigkeit vom Abfluss. Wie zu erwarten folgen beide Parameter einer Verdünnungsfunktion. Chlorid zeigt einerseits eine stärkere Abhängigkeit vom Abfluss, aber auch die relative Breite des Konzentrationsintervalles ist größer als beim Parameter Leitfähigkeit. Dies steht damit in Zusammenhang, dass die Leitfähigkeit ein Maß für die Gesamtionenstärke des Mediums ist und damit durch die Konzentrationsänderung eines einzelnen Ions weniger stark beeinflusst wird; zusätzlich erhöht sich bei höherem Abfluss der diffuse Eintrag (z.B. Nitrateintrag aus Grundwasser), was dem Verdünnungseffekt entgegenwirkt.

Eine zusätzliche Möglichkeit ist das Untersuchen der Abhängigkeit verwandter Parameter – also z.B. die Abhängigkeit von Chlorid von der Leitfähigkeit. Wiederum können für Werteintervalle der Leitfähigkeit Konzentrationsintervalle für Chlorid bestimmt werden, die „typische“ Verhältnisse beschreiben.

Wie Abbildung 7 zeigt ergibt sich hier ein anderer Zusammenhang; mit steigender Leitfähigkeit steigt auch die Chloridkonzentration. Im Vergleich zur Abhängigkeit vom Abfluss ist die Abhängigkeit von der Leitfähigkeit weniger stark ausgeprägt und auch die relative Breite der Konzentrationsintervalle ist geringer. Damit kann bei bekannter Leitfähigkeit der erwartete Konzentrationsbereich der Chloridkonzentration kleiner gefasst werden, andererseits ist die Leitfähigkeit ein weniger sensibler Parameter zur Detektion der Änderung von Systemzuständen als der Abfluss.

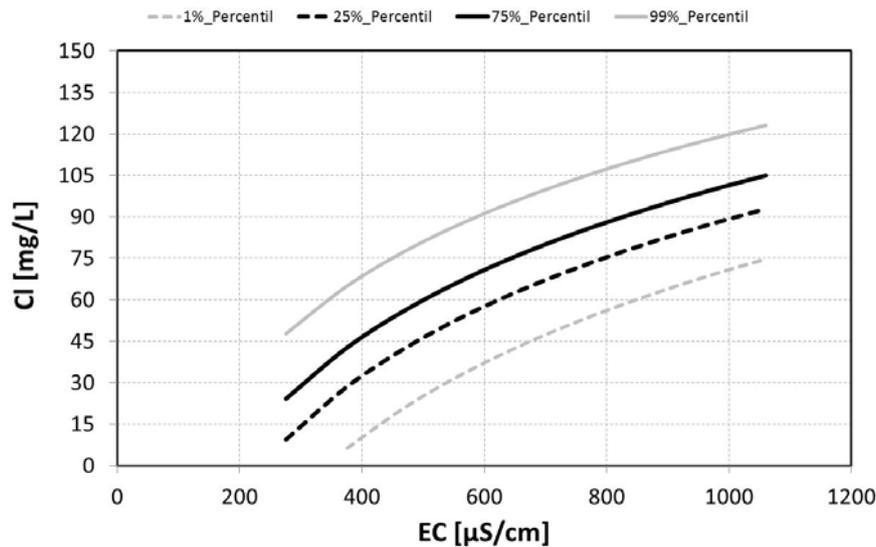


Abbildung 7: Konzentrationsintervalle (dargestellt als Perzentilwerte) für Chlorid in Abhängigkeit von der Leitfähigkeit (EC = electrical conductivity)

Die Verdünnungsfunktionen aus Abbildung 6 können dazu genutzt werden, um bei bekanntem Abfluss ein Intervall anzugeben, innerhalb dessen der Messwert erwartet wird; dies ist in Abbildung 8 für Chlorid und Leitfähigkeit dargestellt. In Abbildung 8 sind weiters die Messwerte der Onlinesonden (Kreise) und Referenzwerte eines unabhängigen Labors (Rauten) dargestellt. Letztere liegen jeweils innerhalb des 3-Wochenintervalls zwischen zwei Wartungsbesuchen. Zwischen dem unabhängigen Labor und dem TU Wien-Labor wurde keine Interkalibration durchgeführt.

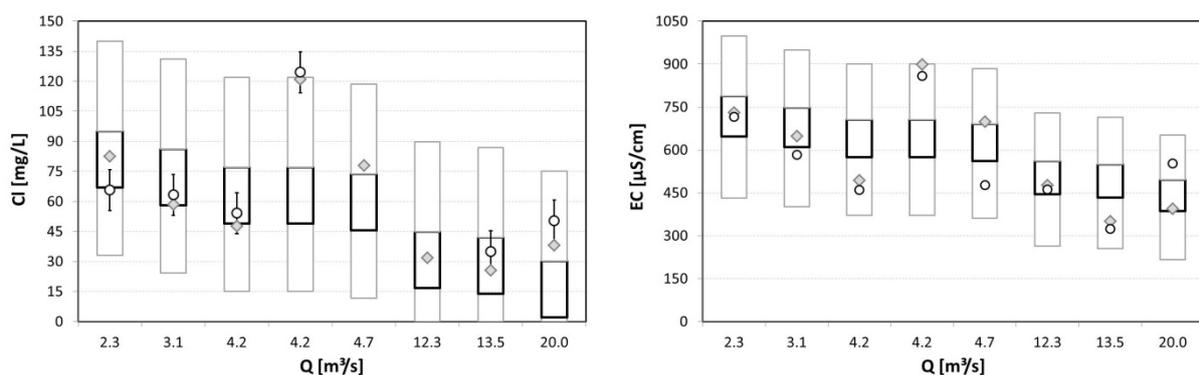


Abbildung 8: Konzentrationsintervalle (dargestellt als Perzentilschranken) für Chlorid (links) und Leitfähigkeit (rechts, EC = electrical conductivity) in Abhängigkeit vom Abfluss. Kreise: Online-Messwerte (bei Chlorid inklusive der mittleren Messabweichung – dargestellt als Fehlerindikator), Rauten: Referenzwerte (unabhängiges Labor). Außengrenzen der graue Rechtecke: 1 %- und 99 %-Perzentil, Außengrenzen der schwarzen Rechtecke: 25 %- und 75 %-Perzentil

Beim Parameter Chlorid (Abbildung 8, links) liegt bei 5 von 6 Datenpunkten der Referenzwert des unabhängigen Labors innerhalb der Grenzen der mittleren Messabweichung der Chloridsonde. 5 von 8 Datenpunkten liegen innerhalb der Schranken des 25 %- und 75 %-Perzentils, alle Datenpunkte liegen innerhalb der Schranken des 1 %- und 99 %-Perzentils.

Beim Parameter Leitfähigkeit (Abbildung 8, rechts) zeigt sich insgesamt ein ähnliches Bild; allerdings liegen hier nur 3 von 8 Datenpunkten innerhalb der Schranken des 25 %- und 75 %-Perzentils, aber alle Datenpunkte wiederum innerhalb der Schranken des 1 %- und 99 %-Perzentils.

Auffällig ist schließlich dass beim Datenpunkt 4 ($Q = 4,2 \text{ m}^3/\text{s}$) sowohl Chlorid als auch Leitfähigkeit im Bereich der 99 %-Perzentilschranke liegen, was zunächst ein Hinweis auf eine außergewöhnliche Emissionssituation oder ein Problem der Abflussmessung sein kann.

Betrachtet man dazu den Zeitverlauf der betreffenden Parameter (Abbildung 9) so zeigt sich, dass vor dem Probenahmetag des Fremdlabors ein längerer Zeitraum relativ konstanten Abflusses liegt in dem sowohl die Chloridkonzentration als auch die Leitfähigkeit ansteigt; dabei ist der qualitative Verlauf dieser beiden Parameter sehr ähnlich. Eine Detaildarstellung des Probenahmetages (Abbildung 9, rechts) zeigt zusätzlich, dass an diesem Tag beide Parameter (Chlorid und Leitfähigkeit) gegengleich auf die Schwankungen des Abflusses reagieren.

Es ist daher davon auszugehen, dass in der betreffenden Periode höhere Emissionen auftraten; phasenweise wird auch der zulässige Chloridgrenzwert ($150 \text{ mg}_{\text{Cl}}/\text{L}$) überschritten.

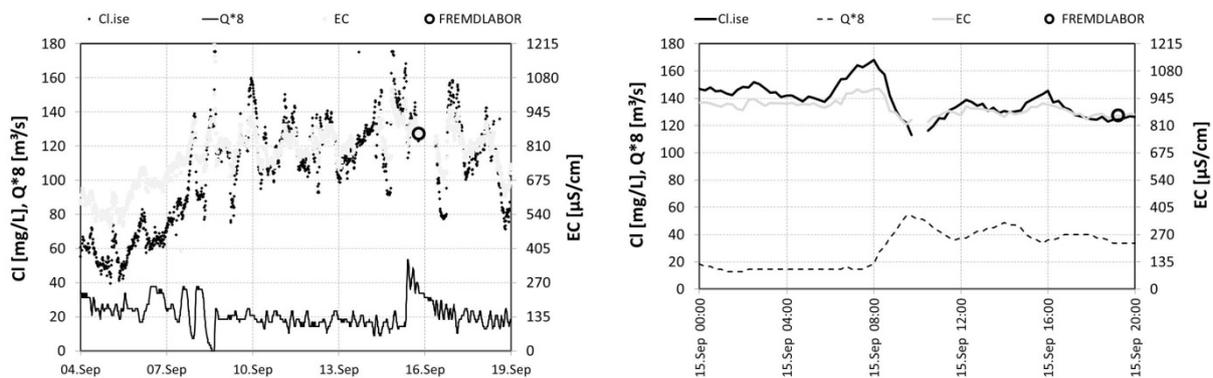


Abbildung 9: Chlorid, Leitfähigkeit und Abfluss vor (links) und zum Zeitpunkt (rechts) einer Referenzanalyse durch ein Fremdlabor. Zur besseren Lesbarkeit des Diagrammes ist der Abfluss mit einem Faktor 8 skaliert.

3 i^{TUW}mon – Intelligentes Framework zur Extraktion von Information aus Messdaten der Wasserwirtschaft

i^{TUW}mon (intelligent information water monitoring networks) ist eine Entwicklung des Instituts für Wassergüte der Technischen Universität Wien zum Zwecke des automatisierten Betriebs von Umweltmessnetzen.

Die Hauptziele der Entwicklung waren das Erreichen einer maximalen Verfügbarkeit plausibler Messwerte und die Sicherstellung einer hohen Datenqualität bei möglichst geringem Wartungsaufwand im Feld. Eine konsistente Datenerfassung, -bearbeitung und -verwaltung trotz einer heterogenen Sensorbasis war ein weiteres wesentliches Entwicklungsziel. i^{TUW}mon bietet eine integrierte Plattform (bestehend aus Software und Hardware), um viele der bekannten Defizite von Wassergütemessnetzen zu überwinden.

Auch wenn es sich auf den ersten Blick um scheinbar triviale Anforderungen an Datenerfassungssysteme handelt, so zeigt die wasserwirtschaftliche Praxis, dass eine sinnvolle Nutzung von Messdaten erst dann möglich wird, wenn gewisse grundlegende Systemfunktionen konsistent realisiert und für den Benutzer einfach nutzbar sind.

3.1 Ereignisgesteuerte Ablaufsteuerung

Eine wesentliche Voraussetzung für konsistente Datenerfassung ist eine intelligente Messablaufsteuerung. Aufgrund der Charakteristik wichtiger Wassergüteparameter ist eine rein zeitbasierte Ablaufsteuerung nicht zielführend; Ereignisse wie z. B. Regen müssen ebenfalls berücksichtigt werden. Programmtechnisch wird dies durch eine Kombination aus präemptivem und kooperativem Scheduling gewährleistet [Stallings, 2008]. Dabei kann auch keine strikte Priorisierungsreihenfolge unterschiedlicher Ereignisse verfolgt werden, sondern es muss zustandsabhängig für eine möglichst zeitnahe Ausführung aller erforderlichen Aufgaben gesorgt werden.

Eine intelligente Messablaufsteuerung passt daher auch die Messfrequenz der aktuellen Dynamik des beobachteten Systems an. Alle Daten einer Messstelle beziehen sich auf einen einheitlichen Probenahmezeitpunkt, obwohl die Daten aufgrund unterschiedlicher Geräteeigenschaften zu verschiedenen Zeitpunkten verfügbar werden (z.B. Zykluszeiten chemischer Analytoren).

3.2 Messmodussteuerung

Die in Abschnitt 3.1 beschriebene Ablaufsteuerung erfordert die Definition unterschiedlicher Messmodi, die in spezifischen Messstationszuständen aktiviert werden. So kann die Erfassung von Sonderereignissen eine Adaptierung der Mess- und Reinigungszyklen erfordern, die alle Sensoren einer Station betreffen. Im Unterschied dazu können Wartungsarbeiten gerätespezifische Einstellungen erfordern, die nur für einzelne Sensoren gelten. Die während einer Wartung aufgenommenen Daten müssen dabei entsprechend gekennzeichnet werden.

3.3 Rohdatenverarbeitung

Einige Wasserqualitätssensoren stellen ihre Messwerte quasikontinuierlich auf einer Schnittstelle bereit, wobei weder die Zuordnung zu einem Probenahmezeitpunkt noch die Aktualisierungsrate der Schnittstelle ausreichend spezifiziert ist oder auch auf Nachfrage beim Hersteller nicht ermittelt werden kann. Ein derartiges, eher zufälliges, Verhalten von Rohmesssignalen kann beim zeitlichen Zusammentreffen von Datenübernahmezeitpunkten und sprunghaften Änderungen der Rohmesswerte an der Schnittstelle zu nicht unerheblichem Messrauschen führen. In diesem Fall kann durch entsprechend hohe Samplingraten und Vorverarbeitung der Rohmesswerte das Messrauschen minimiert werden.

Beim Flussmonitoring kann z.B. das Loggingintervall im Bereich von Stunde(n) liegen, die aggregierten Werte setzen sich dabei aus Einzelmesswerten mit einem Messintervall von Minuten zusammen, die wiederum aus Rohdaten abgeleitet sind, die mit Samplingintervallen im Sekundenbereich gewonnen wurden.

3.4 Datenformat und Datenkonsistenz

In i^{TUW} mon werden sämtliche, von jeglicher Schnittstelle eingelesenen Daten in einem netzwerkeinheitlichen und konsistenten Datenformat verwaltet, das völlig unabhängig von herstellereigenen Datenformaten ist. Jeder Datensatz enthält unter anderem eine eindeutige Zuordnung zur Messstelle, den Probenahmezeitpunkt, Messmodus und Qualitätsindikatoren, welche die Ergebnisse der automatischen Datenprüfung darstellen. Die Qualitätsindikatoren dienen bei nachgereihten Datenauswertungen zu einer einfachen Auswahl unterschiedlicher Datenklassen.

Zur Sicherstellung der Datenkonsistenz innerhalb des Messnetzes werden messnetzweitgültige Definitionen (z. B. Messgrößenamen, Einheiten etc.) zentral verwaltet und allen Stationen zur Verfügung gestellt, während stationsspezifische Informationen (z. B. Ortsbezeichnungen des Installationspunktes der Sensoren) lokal definiert werden. Aus der Kombination der messnetzweit gültigen und der lokalen Definitionen ergibt sich eine eindeutige Kennzeichnung aller Signale. Gleichzeitig wird sichergestellt, dass z.B. ein Vergleichen gleicher Messgrößen innerhalb eines Messnetzes (z.B. verschiedene Messpunkte innerhalb einer Kläranlage) einfach möglich ist.

3.5 Automatisierte Datenplausibilitätsprüfung

Jeder Rohdatenwert wird unmittelbar nach der Übernahme von der Schnittstelle durch automatische Datenprüfalgorithmen auf der Messstation geprüft und mittels Qualitätsindikatoren entsprechend gekennzeichnet. Die Ergebnisse der automatischen Datenprüfung werden im Hauptmessfenster gemeinsam mit den aktuellen Messwerten zur Anzeige gebracht. Dadurch wird dem Benutzer intuitiv eine schnell erfassbare Information über die aktuelle Datenqualität, die auch den zeitlichen Werteverlauf berücksichtigt, bereitgestellt.

Dabei kommen vordefinierte Datenprüfungen zum Einsatz, die einfache statistische Kriterien anwenden, die messortspezifisch parametrisiert werden können. Diese Datenprüfungen beziehen sich immer auf einen Messkanal. Daneben können komplexe Datenprüfroutinen definiert werden, die auch aus vorhandenen Messwerten abgeleitete Kontrollwerte oder Verknüpfungen mehrerer Messsignale beinhalten können. Diese Datenprüfungen können als Scripts in das Datenprüfmodul eingebunden werden und werden dann ebenso wie die vordefinierten Datenprüfungen nach jeder Messwertübernahme automatisch ausgeführt.

3.6 Redundante Datenspeicherung

Alle Messdaten werden auf der Messstation redundant in verschiedenen Aggregationsstufen in einer Datenbank und in Textdateien gespeichert. Damit wird eine erste konsistente Datenspeicherung, unabhängig von der Verfügbarkeit und Verbindungsqualität von DFÜ-Netzen sichergestellt. Aus Redundanzüberlegungen können weitere Archivdatenbanken definiert werden, die über entsprechende Schnittstellen angesprochen werden. Ist die DFÜ-Verbindung aktiv, so werden alle Messwerte unmittelbar nach Abschluss der automatischen Datenprüfung auf der Messstation, also fast in Echtzeit, an

die Datenarchive übertragen und dort ebenfalls in einer Datenbank gespeichert. Fällt die DFÜ-Verbindung aus, so werden die innerhalb der Ausfallszeit gesammelten Daten beim nächsten Verbindungsaufbau nachsynchronisiert. Somit ist auch bei den übergeordneten Datenarchiven eines Messnetzes (Verwaltung mehrerer Messstationen) eine zeitnahe Verfügbarkeit der Messdaten sichergestellt.

3.7 Datenvollständigkeit

Aufgrund der aktuellen Einstellungen auf der Messstation sind für jeden Messmodus die Sollzeiten für die Dateneinträge vordefiniert. Diese Information wird genutzt um die Vollständigkeit der Datenbankeinträge zu kontrollieren und gegebenenfalls Maßnahmen zu setzen (z. B. Re-Initialisierung der DB-Schnittstelle), um langfristig die Vollständigkeit der Datenaufzeichnung sicherzustellen.

3.8 Graphische Datendarstellung

Während des Messbetriebs sind die Messwerte der Messstation der letzten 24 Stunden über eine in die Benutzeroberfläche integrierte Anzeige einsehbar. Die verfügbaren Signale sind über eine Auswahlliste wählbar.

Daneben kann ein komplexes Datendarstellungstool parallel zum Messbetrieb aufgerufen werden, das die Erstellung benutzerdefinierter Diagramme (Einfach- und Mehrfachdiagramme, Multiachsendiagramme etc.) erlaubt und das auf den Gesamtdatenbestand der Station zugreift. Das Tool ermöglicht auch einen Export der dargestellten Daten in Textdateien.

Auf der Messstation sind somit sowohl schnelle graphische Datenkontrollen als auch langfristige graphische Datenanalysen möglich.

3.9 Benutzerinformation

Auch während aktivem Messbetrieb können durch den Benutzer wichtige Konfigurationslisten eingesehen werden, wie z.B. Schnittstellenparameter der für die jeweilige Messstation aktiven Sensoren oder eine graphische Anzeige des Messablaufs und der geplanten nächsten Ereignisse.

3.10 Datenintegration

Neben den eigentlichen Messdaten sind Zusatzinformationen (Metadaten) für den erfolgreichen Betrieb von Messnetzen von entscheidender Bedeutung. Die

Metadaten umfassen unter anderem spezifische Informationen zur Messstelle, Datenblätter, Bedienungsanleitungen, Wartungspläne und -Protokolle, Referenzmessungen etc. Dabei hat insbesondere der Zugriff auf diese Metadaten eine entscheidende Bedeutung für einen zielführenden Messbetrieb. i^{TUW} mon bietet daher die Möglichkeit des Zugriffs auf diese Daten direkt vom Hauptmessfenster. Zur Gewährleistung der Einheitlichkeit der Dokumente kümmert sich im Hintergrund ein Synchronisationsdienst um den Abgleich der lokalen Datenbestände der jeweiligen Stationen.

3.11 Messgeräteverwaltung

i^{TUW} mon ermöglicht eine zentrale Verwaltung aller Sensoren im Messnetz, die über ihre Seriennummer eindeutig identifiziert sind. Damit ist die Nachverfolgung, wann welcher Sensor wo im Einsatz war, möglich.

Dies kann wiederum beispielsweise dazu genutzt werden um die Qualität bestimmter Messverfahren oder Sensortypen unter unterschiedlichen Einsatzbedingungen zu beurteilen, oder fehlerhafte Daten aufgrund eines erst zu einem späteren Zeitpunkt identifizierten systematischen Fehlers (z.B. falsche Skalierung eines Analogkanals) zu korrigieren.

4 Zusammenfassung

Der Einsatz von Prozessinstrumenten in einer Anlage oder Messstationen im Feld ist nur dann nutzbringend wenn deren Betrieb auf geeigneten Methoden und Werkzeugen beruht, die für eine langfristige Sicherung der Datenqualität geeignet sind. Eine wichtige Randbedingung dabei ist der erforderliche Personalaufwand für die Durchführung der Maßnahmen zur Datenqualitätssicherung.

Am Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft der TU Wien wurde dazu eine Methodik entwickelt, die einerseits auf einer stufenweisen Absicherung der Qualität der Referenzanalytik und andererseits auf automatisierten Datenprüfroutinen abstellt. Letztere kommen innerhalb der am Institut entwickelten Messnetzplattform i^{TUW} mon zum Einsatz und sorgen für eine automatisierte Messwertüberprüfung; unmittelbar nach der Messwerterfassung auf der Messstation.

Basierend auf den unter Laborbedingungen durchgeführten Methodvalidierungen kann für reale Proben ein Referenzwert abgeschätzt

werden, der einen Schätzwert für den „wahren Wert“ darstellt und dabei die Unsicherheiten beider Methoden (Feld- und Laboranalyse) berücksichtigt. Mithilfe der Referenzwerte kann z.B. die mittlere Messabweichung unter Feldbedingungen abgeschätzt werden. Bei einer hohen Dichte an Referenzwerten und für Prozessinstrumente mit zeitlich invarianten Messeigenschaften unter Feldbedingungen ist auch die Anwendung weitergehender statistischer Auswertungen möglich.

Zusätzlich zu einer quantitativen Beurteilung der Datenqualität basierend auf Referenzanalysen ist die Anwendung von applikations- und messortspezifischen Datenprüfalgorithmen ein wichtiger Baustein für die Datenqualitätssicherung. Durch eine Analyse des messortspezifischen Systemverhaltens können zwischen einzelnen Parametern Abhängigkeiten definiert werden, die „typische“ Zusammenhänge beschreiben. Durch Anwendung dieser Datenprüfkriterien können zunächst außergewöhnliche Systemzustände zeitnah erkannt werden und damit weitere Schritte für detailliertere Untersuchungen ausgelöst werden.

Für die Integration dieser Methoden und einen weitgehend automatisierten Betrieb von Messstellen, –stationen und –netzen wurde die Messnetzplattform $i^{TUW}mon$ entwickelt. Diese ermöglicht neben einer konsistenten und herstellerunabhängigen Integration von Messdaten eine intelligente und ereignisbezogene Systemsteuerung von Messstationen und die automatisierte Anwendung von Datenprüfalgorithmen bereits auf der Messstation. Damit wird das Ziel verfolgt eine möglichst Verfügbarkeit an plausiblen Messdaten zu gewährleisten um eine möglichst gute Basis zur Extraktion von Information aus Daten zu schaffen. Damit wird schließlich eine Transformation der heute oft verbreiteten „passiven“ Datenarchive zu wertvollen Informationsquellen erreicht.

5 Literatur

- Bertrand-Krajewski J.L. (2004): *TSS-concentration in sewers estimated from turbidity measurements by means of linear regression accounting for uncertainties in both variables*. WatSciTech **50**(11), pp. 81-88
- DIN 32654 (2008): *Chemische Analytik — Nachweis-, Erfassungs- und Bestimmungsgrenze unter Wiederholbedingungen*
- ISO 10304-1 (2009): *Wasserbeschaffenheit - Bestimmung von gelösten Anionen mittels Flüssigkeits-Ionenchromatographie - Teil 1: Bestimmung von Bromid, Chlorid, Fluorid, Nitrat, Nitrit, Phosphat und Sulfat*
- ISO 15839 (2003): *Wasserbeschaffenheit - Online-Sensoren/Analysengeräte für Wasser - Spezifikationen und Leistungsprüfungen*
- Stallings W. (2008): *Operating Systems – Internals and Design Principles, Prentice Hall, ISBN-10: 0136006329*
- Thomann M. (2002): *Datenkontrolle von Abwasserreinigungsanlagen mit Massenbilanzen, Experimenten und statischen Methoden. Dissertation ETH Nr. 14993*

Kontakt:

Stefan Winkler

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft, TU-Wien
Karlsplatz 13/226, 1040 Wien

Tel.: +43 1 58801 22662

E-Mail: swinkler@iwag.tuwien.ac.at

Gewässerschutz und Ressourcennutzung

Simon Thaler, Matthias Zessner

Institut für Wassergüte, Ressourcen und Abfallwirtschaft, Technische Universität Wien
Centre for Water Resource Systems (CWRS) at the Vienna University of Technology

Abstract: Durch die Kombination von etablierten Methoden lassen sich komplexe Zusammenhänge beschreiben und quantifizieren. Am Beispiel der Ernährung wird in diesem Artikel eine Möglichkeit gezeigt Auswirkungen auf die Gewässer zu ermitteln. In weiterer Folge wird ein Szenario mit einer angenommenen empfohlenen Ernährung auf das entwickelte System angewendet. Es zeigt sich, dass es, unter der Voraussetzung dass die freiwerdende Fläche nicht für die Produktion von nachwachsenden Rohstoffen genutzt wird, zu einer deutlichen Reduktion von Stickstoffeinträgen kommen würde. Der Wasserbedarf, ausgedrückt als Waterfootprint, würde sich ebenfalls verringern. Resümee dieses Beitrags ist, dass es mit der gewählten Methode sehr gut möglich ist potentielle Grenzen einer zukünftigen Entwicklung auszuloten. Aufbauend auf diesen Grenzen können weitere Untersuchungen und Strategien entwickelt werden.

Key Words: Stoffflussanalyse, Waterfootprint, Nährstoffeinträge, Ernährung, Nahrungsmittelproduktion, Landwirtschaft

1 Einleitung

Die Nutzung von natürlichen Ressourcen bedeutet immer Eingriffe in die Umwelt. Umweltauswirkungen stehen anderen Interessen gegenüber. Diese (direkten und indirekten) Ursachen von Umweltauswirkungen können mehr oder weniger schnell ausgemacht werden. Geht man die Kette der Verursacher weiter, so landet man schlussendlich oft bei einem einzigen Grund: dem Lebensstil des Menschen. Verstärkt wird auch in der öffentlichen Diskussion die Verantwortung des persönlichen Lebensstils auf die Umwelt betont. Doch es ist nicht trivial über einfache Zusammenhänge hinaus Auswirkungen des Lebensstils zu quantifizieren. Wie bildet man nun die Auswirkungen des

persönlichen Lebensstils auf den Gewässerschutz ab? Dieser Beitrag will am Beispiel der Ernährung eine Möglichkeit zeigen, indem vorhandene Methoden genutzt und miteinander verknüpft werden. In der weiteren Ausführung werden die Einträge von Stickstoff und Phosphor sowie die Wassernutzung betrachtet. Weitere Aspekte des Gewässerschutzes (z.B. Auswirkungen auf die Morphologie) werden nicht behandelt.

2 Problemstellung

Wie ist es möglich die Auswirkungen des Lebensstils auf Gewässer zu ermitteln? Einer der wesentlichsten Einflüsse des Menschen auf die Umwelt, seit jeher, ist die Beschaffung von Nahrung. In weiterer Folge beschränken wir uns auf die Nahrungsbeschaffung, der Nutzung der dafür benötigten Ressourcen und daraus folgenden Umweltauswirkungen, insbesondere jene auf die Gewässer. Beinahe 38 % der Erdoberfläche (bezogen auf die Landmasse) werden durch die Landwirtschaft, ein wesentlicher Teil davon für Nahrungsmittelproduktion, bewirtschaftet (FAO 2011). Auch in Österreich werden 42 % der Fläche landwirtschaftlich (44 % forstwirtschaftlich) bewirtschaftet. 1700 m²/Einwohner sind davon Acker und 2180 m²/Einwohner Grünland. Wie viel davon wird für die Ernährung der österreichischen Einwohner verwendet? Mehrere Umstände erschweren einen einfachen Zusammenhang zwischen landwirtschaftlicher Produktion und Fläche welche für die Produktion von Nahrung benötigt wird. Fläche ist eine der Kernressourcen, notwendig für die Erzeugung von Nahrungsmitteln. Auch wenn immer wieder die Herstellung von Nahrungsmitteln aus der der Retorte (z.B. Fleisch aus Stammzellen) diskutiert wird und von einem baldigen Durchbruch die Rede ist, ist nach wie vor Fläche unumgänglich notwendig für die Produktion von pflanzlichen, aber insbesondere auch für die Produktion von tierischen Lebensmitteln. Diffuse Nährstoffeinträge aus bewirtschafteter Fläche sind ein wesentlicher Eintragspfad für Nährstoffe in Gewässer. Während Nährstoffemissionen über Punktquellen (z.B. Kläranlagen) meist gut über Messungen quantifiziert werden können, verlangt die Ermittlung diffuser Einträge eine andere Vorgangsweise. Mit Hilfe von Modellen gelingt es relativ gut, diffuse Stickstoff (N) und Phosphor (P) Einträge in die Gewässer zu modellieren (Schilling et al. 2011, Zessner et al., 2012). In einem weiteren Schritt müssen diese Einträge dem Zweck der Bewirtschaftung zugeordnet werden. Ob auf der Fläche Biomasse für die

energetische oder stoffliche Verwertung, Pflanzen für Nahrungsmittel oder Futtermittel produziert werden, lässt sich relativ einfach über Statistiken ermitteln. Doch alleine mit der Fläche ist eine Zuordnung nicht sauber möglich. Vielmehr geht es um die Bilanzierung sämtlicher N und P Flüsse auf der Fläche und in weiterer Folge in der gesamten Nahrungsmittelkette vom Verzehr von Lebensmitteln bis hin zu Einträgen in Gewässer und Verluste in die Atmosphäre. Diffuse Einträge von Nährstoffen lassen sich dadurch der Quelle zuordnen. Oft wird die Landwirtschaft in sich selbst als Quelle gesehen. Doch schlussendlich ist doch jeder einzelne durch den Bedarf und Konsum von Lebensmitteln der Grund landwirtschaftlichen Wirtschaftens. In diesem Beitrag geht es nicht um die (wichtige) Vermeidung von Emissionen in die Gewässer durch die Landwirtschaft (optimieren/reduzieren der Nährstoffströme durch Anpassung von Betriebsabläufen und Landbewirtschaftung), sondern um den generellen Einfluss der Ernährung auf die Ressourcennutzung und die Gewässerbelastung, sowie in einem nächsten Schritt um die Frage inwieweit eine geänderte Ernährung eine Änderung der Situation bewirken könnte. Neben Emissionen gibt es noch andere Auswirkungen der Nahrungsmittelproduktion. Pflanzenbau benötigt viel Wasser. Pflanzen nutzen Wasser als Transportmittel für Pflanzennährstoffe und zur Aufrechterhaltung der pflanzlichen Gestalt. In Österreich wird dafür meist Niederschlagswasser genutzt, nur in manchen Gegenden gelangt auch Bewässerungswasser, für Spezialkulturen (z.B. Gemüse- und Obstbau) zum Einsatz. Erst in jüngerer Zeit tritt die Wassernutzung von „frei verfügbarem“ Niederschlagswasser etwas ins allgemeine Interesse. Spätestens seitdem medienwirksam vermittelt wird, dass ein kg Rindfleisch 155 m³ Wasser „benötigt“ ist die Bedeutung des Niederschlagswassers auch in der öffentlichen Diskussion ein Thema. Ausgehend von Erträgen, Anbauflächen und klimatischen Gegebenheiten kann der Pflanzenwasserbedarf ermittelt werden. In weiterer Folge wurde der Waterfootprint der landwirtschaftlichen Produktion in Österreich berechnet und dem Zweck der Produktion zugeordnet.

Wenn Lebensmittel in Österreich produziert werden bedeutet das noch nicht, dass dieselben auch in Österreich verzehrt werden. In einer globalen Wirtschaft werden Lebensmittel, sei es in verarbeiteter Form oder als Rohprodukte, länderübergreifend gehandelt. Aber auch Betriebsmittel, wie z.B. Futter- und Düngemittel werden im- und exportiert. Für unsere Betrachtungen bedeutet dies, dass auch diese Ströme erfasst werden müssen. Ermittelt werden müssen auch Verluste in Produktion, Verarbeitung und Zubereitung und Verzehr von

Lebensmitteln. Nicht verwendete Bestandteile von Pflanzen (z.B. Schlempe, Molke, ...) gelangen aber auch wieder in das System der Nahrungsmittelerzeugung in der Form von Futtermittel. Um diese Vielzahl an Einflüssen zu erfassen wurde als Grundlage für alle Betrachtungen ein System, angefangen vom Verzehr, bis zur Produktion von Nahrungsmittel aufgestellt. Der durchschnittliche Verzehr bedingt somit, nach Berücksichtigung von Verlusten, eine erforderliche Produktionsmenge. Diese Menge an Rohprodukten wird entweder in Österreich produziert, oder importiert. Mit Hilfe dieses Systems lassen sich auch Szenarien berechnen und die daraus folgenden potentiellen Änderungen in der Nutzung von Ressourcen und den Auswirkungen auf die Gewässer. Als Referenzsituation wird, aufgrund der Datenverfügbarkeit, ein Durchschnitt über die Jahre 2001-2006 festgelegt.

Besonders das Szenario einer empfohlenen Ernährung ist vor dem Hintergrund einer intensiven werdenden Diskussion betreffend übermäßigen Verzehr von tierischen Lebensmitteln interessant. Ausgehend von einer geänderten Ernährung nach den Richtlinien der DGE (Deutsche Gesellschaft für Ernährung) (2008), werden analog zur oben beschriebenen Vorgangsweise Produktionsmengen, Produktionsflächen und resultierende Emissionen in die Gewässer berechnet. Im Wesentlichen verlangt eine ausgewogene Ernährung eine Reduktion von Fleisch und Wurstprodukten um ca. 60%, während pflanzliche Nahrungsmittel (insbesondere Gemüse, aber auch Getreideprodukte) vermehrt konsumiert werden sollten. Grundannahme einer Szenarien Berechnung ist die unveränderte Produktionsintensität verglichen mit der Referenzsituation.

3 Stoffflussanalyse

Ein adäquates Mittel für die Erfassung und Darstellung von Nährstoffströmen sind Nährstoffbilanzen. Die erste Stickstoffbilanz für ganz Österreich wurde von Dissemmond et al. (1991) erstellt. Auf der Ebene von Einzugsgebieten wurden 1994 und 1995 Stickstoff- und Phosphorbilanzierungen an der Krems durchgeführt (Glenck et al. 1995; Kaas et al. 1994) Nährstoffbilanzen für ganz Österreich folgten von verschiedenen Autoren (Götz 1998; Kroiss et al. 1998; Obernosterer und Reiner 2003). Die Zielstellung der Nährstoffbilanzen war stets unterschiedlich. Im Rahmen der Berechnungen von Nährstoffbilanzen für die

Weiterleitung an die OECD konzentriert sich die Bilanzierung von Götz (1998) auf einen N und P Flächensaldo, zur Verwendung als Umweltindikator. In Kroiss et al. (1998) liegt das Hauptaugenmerk auf den Auswirkungen auf Gewässern, während Obernosterer und Reiner (2003) eine abfallseitige Betrachtung einer N Bilanz für Österreich erstellten. Das Hauptaugenmerk der Bilanzierung der hier betrachteten Arbeit liegt auf der lückenlosen Darstellung der Kette Produktion bis Verzehr von Lebensmitteln, der Verluste in die Umwelt sowie den Importen und Exporten von Nährstoffflüssen. Als Methode zur Erfassung und Darstellung von Stoffströmen wurde die Stoffflussanalyse nach Baccini und Brunner (1991) gewählt. Grundlage der Stoffflussanalyse ist das Gesetz der Erhaltung der Masse. Komplexe Zusammenhänge von Güter- und somit Stoffflüssen können mithilfe von klar definierten Prozessen und Systemgrenzen in ein einfaches System transformiert werden. Wichtig für diesen Schritt ist die sorgfältige Auswahl der wesentlichen Prozesse in Übereinstimmung mit der zugrundeliegenden Fragestellung. Nach der Definition von horizontalen und vertikalen Systemgrenzen sowie dem Betrachtungszeitraum können Input- und Outputflüsse sowie Flüsse zwischen den Prozessen ermittelt werden. Zweckmäßig ist es, zuerst Gütermengen zu erheben, um dann mit zugehörigen Konzentrationen Stoffmengen zu berechnen. Lager und Lageränderungen können für jeden Prozess ermittelt und dargestellt werden. Ziel ist die Darstellung von Stickstoff- und Phosphorflüssen in Österreich im Kausalzusammenhang der Ernährung. Die vertikale Systemgrenze deckt sich mit der Staatsfläche Österreichs. Horizontal wird das System mit dem Grundwasser nach unten und der Troposphäre nach oben begrenzt. Um Schwankungen zwischen den Jahren auszugleichen, werden mehrere Jahre betrachtet. In Hinblick auf eine gute Datenverfügbarkeit wird die zeitliche Systemgrenze mit den Jahren 2001 bis 2006 (Referenzsituation) festgelegt. Bei Auftreten von Datenlücken wird zwischen den Jahren interpoliert oder der benachbarte Jahreswert verwendet.

Generell sind drei übergeordnete Prozesse von wesentlicher Bedeutung für die gewählte Fragestellung. Dazu zählen der Verzehr, die zur Bereitstellung des Bedarfes erforderliche Produktion und die Umweltkompartimente. Die Zusammenhänge zwischen den Prozessen und die erforderliche Differenzierung verlangen aber eine detailliertere Betrachtung der Nährstoffflüsse in Österreich. Abbildung 2 zeigt das entwickelte System. Emissionen in die Gewässer wurden mit dem Modell MONERIS (Schilling et al. 2011) ermittelt. Weitere detaillierte

Darstellungen der einzelnen Prozesse, Datengrundlagen und Berechnungsmethoden finden sich in Thaler et al. (2011), die Beschreibung von weiteren Szenarien und Details zu Flächennutzungen in Zessner et al. (2011a, 2011b).

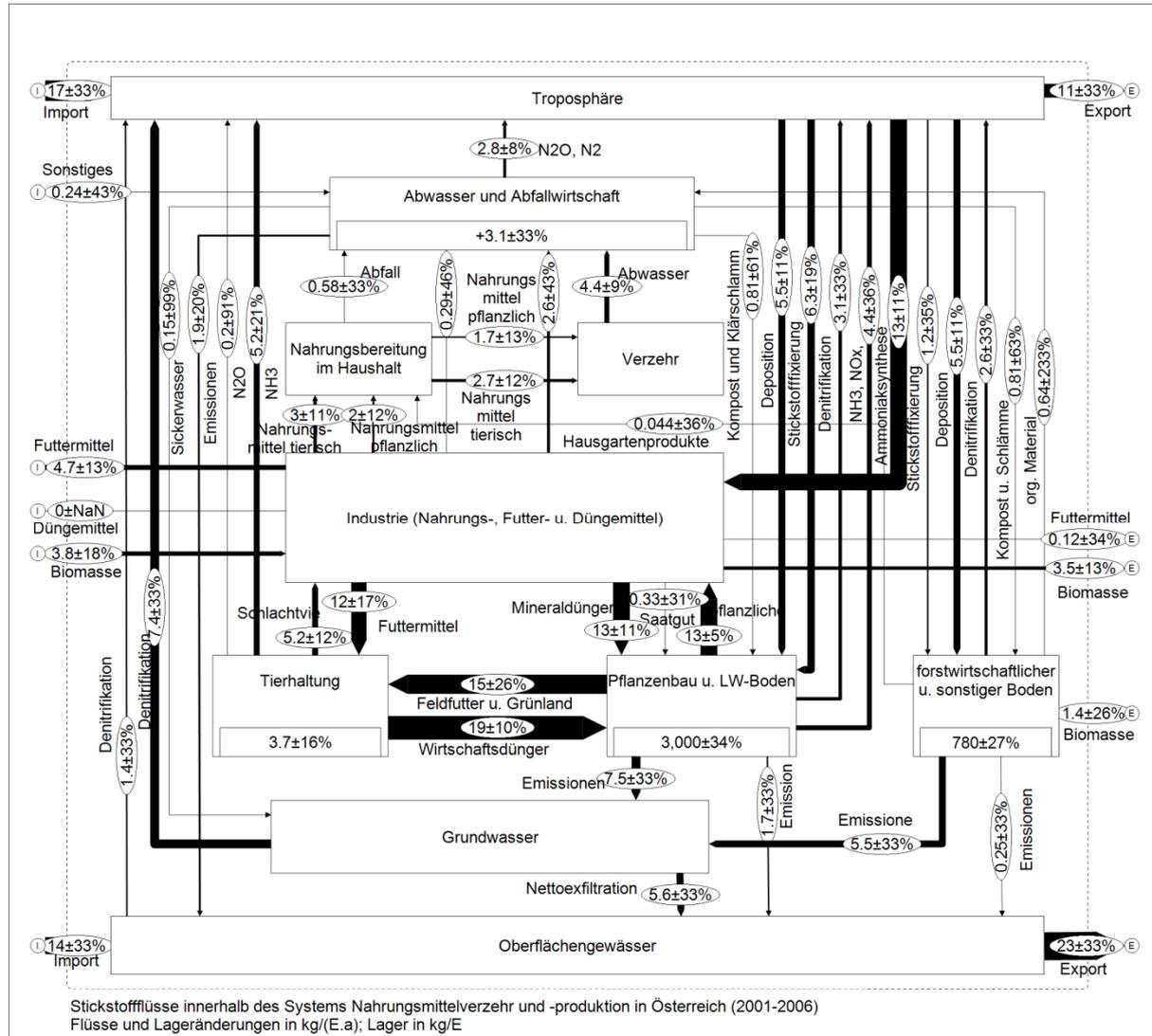


Abbildung 1: Das entwickelte System für die Stoffflussanalyse hier als Beispiel für Stickstoff mit der Darstellung der Unsicherheiten in %.

4 Waterfootprint (WF)

Basierend auf der Idee und Untersuchungen von Allan (1993) wurde das Waterfootprint-Konzept entwickelt (Hoekstra und Hung, 2002). Gemäß der veröffentlichten Methode unterscheidet man zwischen grünem, blauem und

grauem WF (Hoekstra et al., 2011). Ganz allgemein beschreibt der WF die Menge an Wasser welche für die Produktion eines Produktes, oder für den Betrieb einer Fabrik, einer Firma oder anderer Organisationseinheit, oder für eine geographisch klar abgegrenzte Fläche (z.B. Einzugsgebiet) benutzt wird. Laut Definition wird Wasser zum WF gezählt, wenn es a) verdunstet (Transpiration und Evapotranspiration), b) in Produkte eingebaut, c) aus dem Einzugsgebiet abgeleitet und d) für die Verdünnung von Einleitungsfrachten in Gewässer benötigt wird.

- Blue Water bezeichnet das Wasser welches aus Grundwasser oder Oberflächengewässer entnommen und genutzt wird (a, b oder c).
- Green Water bezeichnet Niederschlagswasser welches, gespeichert als Bodenwasser, transpiert und evapotranspiert (a) wird.
- Grey Water bezeichnet Verschmutzung von Wasser. Definitionsgemäß ist es das Wasservolumen, welches notwendig ist eine bestimmte Fracht an Substanzen derart zu verdünnen, dass bei Beachtung der natürlichen Hintergrundkonzentration Grenzwerte gerade erreicht werden (Hoekstra et al., 2011).

Bei einer WF Berechnung für ein Produkt wird die gesamte Vorkette der Produktion betrachtet. Das heißt dass z.B. für die Berechnung des WF von Zucker, die Rübenproduktion und den Zuckerextraktionsprozess in der Fabrik betrachtet wird. Nebenprodukte (z.B. Futtermittel) werden durch einen Allokationsfaktor berücksichtigt. Dieser Allokationsfaktor teilt den WF auf das Haupt- und Nebenprodukt auf Grundlage wirtschaftlicher Überlegungen auf. Der gesamte WF eines Produkts ermittelt sich aus der Summe der Vorkette und lässt sich unterteilt in Green- Blue- und Grey WF darstellen.

Der WF ist eine Zahl über die tatsächliche Nutzung von Wasser. Im Gegensatz zu einer konventionellen Betrachtungsweise des Wasserbedarfs wird auch der Bedarf an Niederschlagswasser und an Wasser, welches zur Verdünnung benötigt wird, berücksichtigt. Ohne Zusatzinformationen welche die Situation im jeweiligen Einzugsgebiet detailliert wiedergibt, ist der WF alleine kein Indikator für Nachhaltigkeit. Jedoch gibt er eine wesentliche Grundlage für nachfolgende Impact-Untersuchungen. Angewendet für ganze Regionen wird er

auch zur Untersuchung von Handelsströmen verwendet um versteckte Abhängigkeiten zwischen Ländern zu untersuchen.

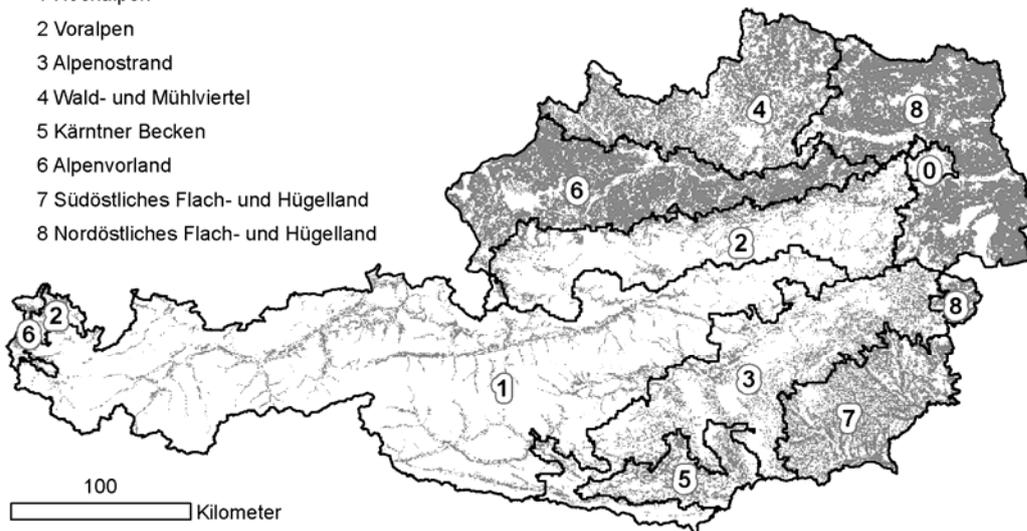
Will man den Wasserbedarf der Ernährung feststellen so ist der WF ein adäquates Hilfsmittel. Da die höchsten Wassermengen in der Pflanzenproduktion benötigt werden, wird in diesem Beispiel die ganze Verarbeitung und Zubereitung außen vor gelassen.

4.1 Green und blue water

Um auf die klimatisch unterschiedlichen Bedingungen der Pflanzenproduktion in Österreich einzugehen wurde Österreich in die landwirtschaftlichen Hauptproduktionsgebiete eingeteilt (Statistik Austria, 2010c). Basierend auf den Corine Land Cover Daten (ETC/LUSI, 2010) wurden landwirtschaftlich nicht genutzte Flächen nicht betrachtet. Flächengewichtete Werte für die Niederschlagsmengen und potentieller Evapotranspiration beruhen auf dem Datensatz des Centre for Climate Change Research (New et al., 2002). Mit dem Programm Cropwat (FAO 2009) wurde der Pflanzenwasserbedarf (gesamtes, von der Pflanze benötigtes Wasser) sowie der effektive Niederschlag (für die Pflanze nutzbarer Niederschlag) für jedes landwirtschaftliche Produktionsgebiet und für alle Hauptkulturarten berechnet. Green water ist derjenige Anteil des Pflanzenwasserbedarfs, welcher a) durch effektiven Niederschlag plus b) aus dem gespeicherten Bodenwasser zur Verfügung steht (Thaler et al., 2012). Blue water ist definitionsgemäß die Differenz zwischen Pflanzenwasserbedarf und Green water. Pflanzenkoeffizienten (Charakterisierung von Pflanzen hinsichtlich Wasserbedarfs) wurden aus Chapagain und Hoekstra (2004) ergänzt mit Phänologiedaten (Daten über Saat- und Erntezeitpunkte der Kulturarten) von ZAMG (2011) entnommen. Green and Blue water, bezogen auf einem Hektar wurden dann mit der Anbaufläche der jeweiligen Kultur im jeweiligen landwirtschaftlichen Produktionsgebiet (BMLFUW, 2007) multipliziert.

Main agricultural production zones

- 0 Vienna*
- 1 Hochalpen
- 2 Voralpen
- 3 Alpenstrand
- 4 Wald- und Mühlviertel
- 5 Kärntner Becken
- 6 Alpenvorland
- 7 Südöstliches Flach- und Hügelland
- 8 Nordöstliches Flach- und Hügelland



* the city Vienna is not an agricultural production zone and therefore not considered for the water footprint calculation

Abbildung 2: Landwirtschaftlich genutzte Fläche wurde grau eingefärbt. Die Auswertung der für die Berechnung notwendigen Klimadaten wurden für jedes landwirtschaftliches Hauptproduktionsgebiet gesondert durchgeführt.

4.2 Grey water

Die Formel zur Berechnung von grey water ist:

Formel 1: $WF_{grey} = L / (c_{max} - c_{nat})$

L ist die Fracht an N und P welche in die Gewässer gelangt. Die maximal erlaubte Konzentration an N und P ist c_{max} . c_{nat} wiederum ist die natürliche Hintergrundkonzentration. Das Modell MONERIS (Schilling et al., 2011) wurde für die Berechnung der Frachten verwendet. Die Konzentrationen wurden aus Deutsch et al. (2010) entnommen. Für c_{nat} (NO_3 und PO_4) wurde, in Abhängigkeit der Bioregion, die Hälfte der Grenzwerte des saprobiellen Grundzustands sehr gut/gut, für c_{max} die Grenzwerte des saprobiellen Grundzustands gut/mäßig verwendet. Für Einträge in das Grundwasser wurde für c_{nat} 1/10 des Grenzwertes 50 mg NO_3/l , und für c_{max} der Grenzwert 50 mg NO_3/l verwendet. Phosphoreinträge in das Grundwasser wurden nicht betrachtet. Ähnlich dem green und blue water wurde auch der grey WF über die jeweilige Anbaufläche aufsummiert.

4.3 WF der Im- und Exporte

Für Importe wurde der WF aus der Literatur entnommen Mekonnen and Hoekstra (2010a, 2010b). Entsprechen der überwiegenden Herkunft wurde für Soja der Länderwert für Brasilien und für Reis wurde der Länderwert für die USA verwendet. Für alle anderen importierten pflanzlichen und tierischen Produkte wurden weltweite Durchschnittswerte verwendet.

5 Ergebnisse

5.1 Ressource Fläche

Die Abbildung 3 zeigt den Bedarf an Fläche welcher für die Ernährung der österreichischen Bevölkerung notwendig ist. Dargestellt ist der Bedarf für die Referenzsituation (2001 – 2006) und im Vergleich dazu bei einer empfohlenen Ernährung und Eigenversorgung (Annahme einer Produktion in Österreich). Dabei wird unterschieden zwischen Flächen, welche für die Produktion von pflanzlicher Ernährung, und Flächen, welche für die Produktion von tierischen Lebensmitteln notwendig sind.

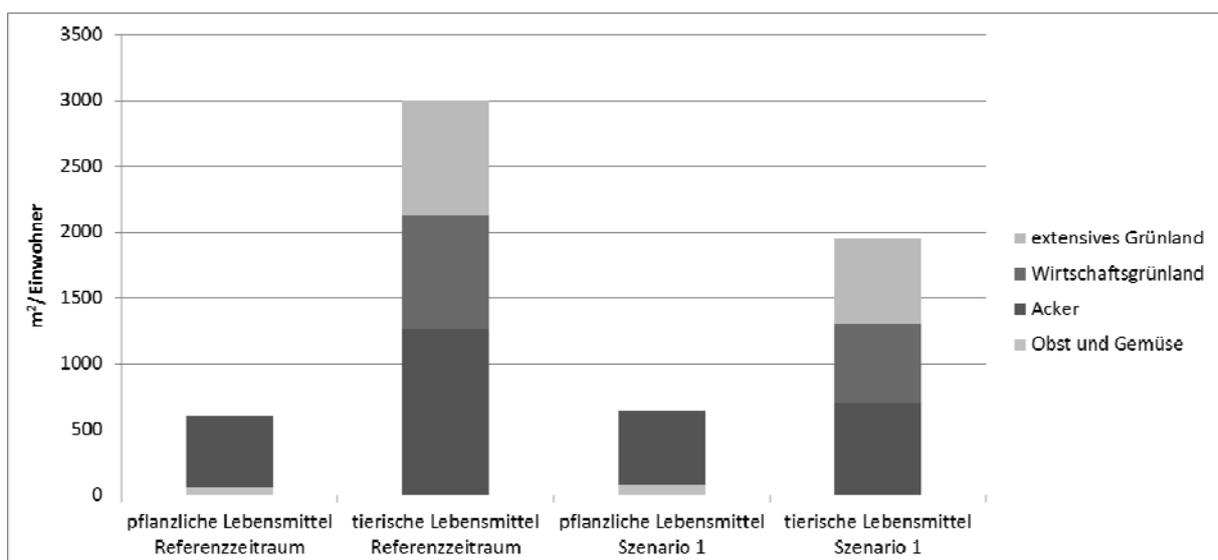


Abbildung 3: Flächenbedarf bei einer aktuellen Ernährung (Referenzzeitraum) und bei einer empfohlenen Ernährung (Szenario).

Während im Referenzzeitraum die Fläche nicht ausreicht um die österreichische Bevölkerung zu ernähren, wäre dies bei einer geänderten Ernährung möglich. Insbesondere Ackerfläche ist in Österreich beschränkt; So wird im Referenzzustand virtuell Grünlandfläche, durch den Export von Fleisch und Fleischprodukten, exportiert, während virtuell Ackerfläche, vor allem versteckt in benötigten Eiweißfuttermitteln (Soja), importiert wird. 3600 m² pro Einwohner werden für die Ernährung benötigt. Hingegen sind nur 2600 m² pro Einwohner für eine empfohlene ausgewogene Ernährung notwendig (Abbildung 4). Infolgedessen würde vorwiegend Grünland freiwerden. Das Ackerland würde auch bei einer empfohlenen Ernährung weitgehend ausgenutzt werden.

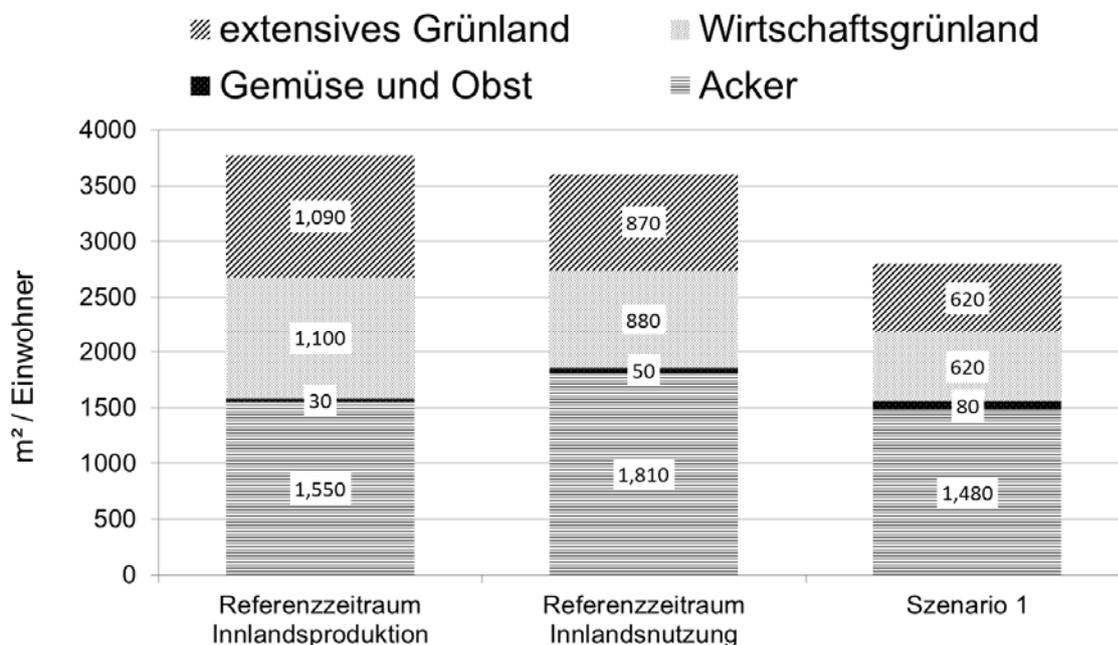


Abbildung 4: Flächenbedarf im Referenzzeitraum (Flächenbedarf der importierten Produkte im Ausland sind inkludiert) und Szenario 1 und die tatsächliche Flächennutzung im Referenzzeitraum

5.2 Ressource Wasser

Wasser ist zum einen eine Ressource, zum anderem natürlich auch empfangendes Medium von Nährstoffeinträgen. In Abbildung 5 ist die Wassernutzung der österreichischen Nahrungsmittelproduktion dargestellt. 16 m³ Wasser/Einwohner werden im Durchschnitt pro Tag für die Erzeugung von Nahrungsmitteln in Österreich genutzt. 87% davon wird für die Futterproduktion, in weiterer Folge somit für die Produktion von tierischen

Lebensmitteln, verwendet. Vergleicht man den Wasserbedarf des Inlandskonsums mit der Inlandsproduktion von Nahrungsmitteln so ändert sich die Wassernutzung nur unwesentlich. Insgesamt werden 15 m³ Wasser/Einwohner und Tag für die Ernährung (Inland und Ausland) benötigt. Der etwas niedrigere Grey WF für die Erzeugung tierischer Nahrungsmitteln lässt sich mit niedrigeren Grenzwerten im Ausland schlüssig erklären. Wie oben angeführt wurde für importierte Produkte auf Durchschnittswerte in der Literatur zurückgegriffen. Vergleicht man nun das Szenario mit dem Inlandskonsum so ist der Green und Grey WF für pflanzliche Nahrungsmittel leicht höher (mehr pflanzliche Nahrungsmittel notwendig), der Green und Grey WF für tierische Nahrungsmittel jedoch niedriger (weniger Futter notwendig, aufgrund geringerer tierischer Produktion). Der gesamte WF des Szenarios ist um ca. 7% niedriger als für die aktuelle Ernährung der österreichischen Bevölkerung (Referenzzustand), und liegt bei insgesamt 15 m³ Wasser/Einwohner und Tag.

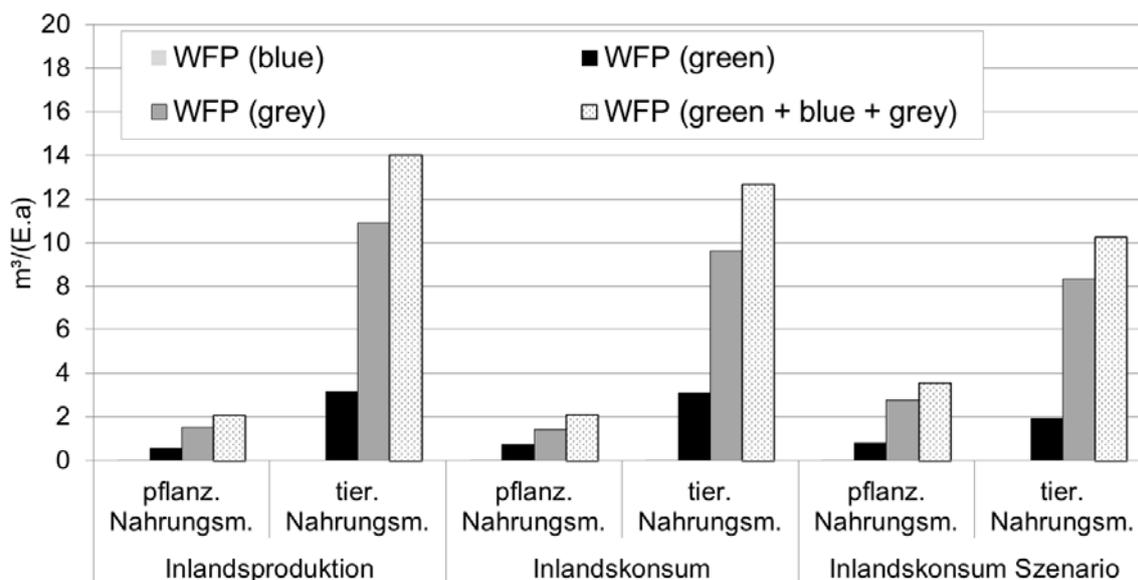


Abbildung 5: WF von pflanzlichen und tierischen Nahrungsmitteln, bezogen auf einen Einwohner. Die getrennte Darstellung von Inlandsproduktion und Inlandskonsum zeigt nur einen geringen Unterschied.

5.3 Ressource Nährstoffe und Emissionen in die Gewässer

Während im Abschnitt 5.2 der Grey WF Emissionen in die Gewässer ausdrückt und dabei einzugsgebietsbezogene Grenzwerte berücksichtigt, werden in diesem Kapitel die Nährstofffrachten, welche aus Österreich exportiert werden,

dargestellt. Eine ausreichende Menge an Nährstoffen, insbesondere Stickstoff und Phosphor, sind die Grundlagen einer leistungsfähigen Landwirtschaft mit ihren vielfältigen Aufgaben. Ressource Stickstoff- und Phosphordünger (organisch und anorganisch) in Kombination mit der Ressource Fläche ergeben die Grundlage für die Nahrungsmittelversorgung. Während Stickstoff aus der Luft mit Hilfe von Energie (meist fossile Energie) synthetisiert werden kann ist Phosphor, insbesondere in ausreichender Qualität, nur beschränkt verfügbar (je nach Berechnung und Autor 50 bis 300 Jahre). Eine effiziente Nutzung von Stickstoff und Phosphordünger ist somit auch aus dem Blickwinkel des Ressourcenschutzes wichtig.

Abbildung 6 zeigt einen Zusammenhang zwischen Nettoimport von Stickstoff und der Fracht, welche über die Gewässer wieder exportiert wird. Im Wesentlichen lässt sich die Reduktion der Exporte bei Anwendung einer empfohlenen Ernährung durch die geringere Flächennutzung für die Produktion deuten. Bei vermehrter Nutzung der freiwerdenden Ressource „landwirtschaftliche Fläche“ durch Anbau von nachwachsenden Rohstoffen steigen auch wieder die Fließgewässerexporte von Stickstoff. Die Charakteristik der Ausgleichsgeraden in Abbildung 6 ist stark von den getroffenen Annahmen abhängig (z.B. keine Optimierung der Nährstoffströme). Für Phosphor gibt es diesen Zusammenhang nicht derart ausgeprägt. Der Einsatz von Phosphor liegt eine Größenordnung unter der von Stickstoff (Tabelle 1). Da im Szenario 1 aufgrund der Annahme „Eigenversorgung“ trotz der Ernährungsumstellung beinahe die gesamte Ackerfläche benötigt wird, wirkt sich eine potentielle Reduktion der Erosion durch Verminderung der Ackerfläche nicht aus.

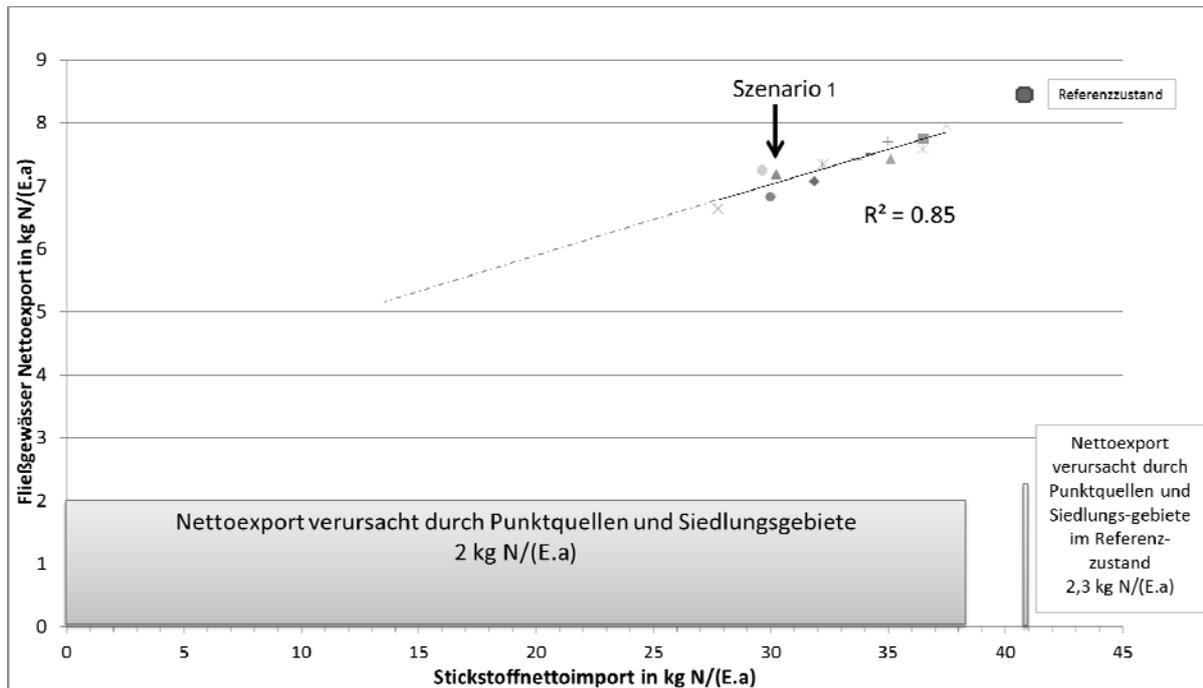


Abbildung 6: Zusammenhang zwischen gesamten Stickstoffimport und Nettoexport von Stickstoff über Fließgewässer.

Tabelle 1: Importe und Exporte von Stickstoff und Phosphor in der Referenzsituation und im Szenario 1

	Referenzsituation	Szenario 1
Import in kg N / P pro Einwohner und Jahr		
Deposition	14 / 0.3	13 / 0.3
Futtermittel Nettoimport	5 / 0.4	0 / 0
Mineraldünger	13 / 2.1	12 / 2.1
Sonstige Biomasse	2 / 0.5	0 / 0.3
N-Fixierung	8 / 0	5 / 0
Summe Importe	41 / 3.3	30 / 2.7
Export in kg N / P pro Einwohner und Jahr		
Emissionen (NH ₃ , Nox, N ₂ O)	8 / 0	4 / 0
Nettoexport über Fließgewässer	8 / 0.4	7 / 0.3
Denitrifikation / Retention	19 / 0.2	16 / 0.1
Summe Exporte	35 / 0.4	28 / 0.3

6 Zusammenfassung und Diskussion

Beispielhaft wurde in diesem Beitrag der Einfluss der Ernährungsgewohnheiten auf Flächenbedarf, Nährstoffbedarf, Wasserbedarf und die Gewässergüte betrachtet. Wesentlich für eine entsprechende Vorgangsweise ist eine klare Definition der Rahmenbedingungen. Ergebnisse gehören immer im Kontext mit diesen Rahmenbedingungen diskutiert und gedeutet. In dieser vorliegenden Betrachtung wurden z.B. Märkte und Ökonomie vollständig ausgeklammert. Deshalb dürfen Ergebnisse nur als potentielle Änderungen interpretiert werden.

Klar kann im Rahmen des vorgestellten Beispiels gezeigt werden, dass die Ernährungsgewohnheiten konkrete quantifizierbare Auswirkungen auf den Ressourcenbedarf und die Gewässerbelastungen haben können. Entscheidend für die Frage, ob diffuse Einträge in die Gewässer im Zuge einer Ernährungsumstellung zurückgehen würden oder nicht, ist die Nutzung der freiwerdenden Ressource „landwirtschaftliche Fläche“. Besonders Ackerfläche ist in Österreich knapp. So würde auch im Szenario nahezu die gesamte Ackerfläche benötigt werden. In weiterer Folge gäbe es deshalb für Einzugsgebiete mit einer aktuell höheren Nährstoffbelastung des Grundwassers, trotz einer Reduktion der gesamten Nährstoffemissionen, keine Entwarnung.

Zusammenfassend können folgende Kernaussagen getroffen werden.

- Komplexe Sachverhalte lassen sich mit geeigneten Tools darstellen und untersuchen
- Wesentlich ist die Erstellung eines Systems mit klar definierten Systemgrenzen
- Eine Abbildung des Lebensstil, am Beispiel Ernährung, auf den Gewässerschutz und Ressourcennutzung ist möglich
- Potentiale einer Änderung der Ernährung können ausgelotet werden
- Basierend auf diesen grundlegenden Aussagen und Untersuchungen können Detailfragen untersucht werden.

Der Blick über direkte, relativ einfach, zu erschließende Zusammenhänge hinaus schafft ein tieferes Systemverständnis. Dieses Verständnis ist wichtig für die Abschätzungen möglicher Entwicklungen und das Ermitteln von möglichen Änderungen. Fragen der Ressourcennutzung, Nahrungsmittelversorgung, erneuerbare Energie, Gewässerschutz, Eutrophierung und Naturschutz verlangen nach einer differenzierten ganzheitlichen Betrachtungsweise. Die Kombination von Stoffflussanalyse, Modellen zur Ermittlung der Einträge in Gewässer und Kombination von statistischen Erhebungen und Daten unter klar definierten Rahmenbedingungen ist gut geeignet komplexe Zusammenhänge klar darzulegen und Grundlage für die Beantwortung wichtiger Fragen.

7 Danksagung

Diese Ergebnisse sind aus dem Projekt „GERN“ hervorgegangen. Weitere Ergebnisse finden sich auch online unter <http://iwr.tuwien.ac.at/wasser/projektseiten/ger.html>. „GERN“ ist ein Projekt im Rahmen des Programmes proVISION, welches durch das Bundesministerium für Wissenschaft und Forschung gefördert wird. Das Programm proVISION setzt die österreichische Strategie "Forschung für nachhaltige Entwicklung (FORNE)" um und erarbeitet – gemeinsam mit komplementären Forschungsprogrammen – das wissenschaftliche Fundament der österreichischen Nachhaltigkeitsstrategie. (<http://www.provision-research.at/index.html>). Weiters wurde die Forschungstätigkeit der Verfasser durch den FWF im Rahmen des "Vienna Doctoral Programme on Water Resource Systems ((DK-plus W1219-N22))" unterstützt.

8 Literatur

- Allan, J.A., 1993. Fortunately there are substitutes for water otherwise our hydro-political futures would be impossible. ODA 13-26.
- Baccini, P., Brunner, P.H., 1991. Metabolism of the Anthroposphere. Springer-Verlag, New York.
- BMLFUW, 2007. Grüner Bericht 2007. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Abteilung II 5, Wien.
- Chapagain, A.K., Hoekstra, A.Y., 2004. Water footprints of nations, Value of Water Research Report Series No. 16. UNESCO-IHE, Delft, The Netherlands.

- Deutsch, K., Haunschmid, R., Kreuzinger, N., Prinz, H., 2010. Leitfaden zur typspezifischen Bewertung gemäss WRRL - Allgemein physikalisch-chemische Parameter in Fließgewässern. BMLFUW - Abt. VII 1, Wien.
- DGE, 2008. Vollwertig essen und trinken nach den 10 Regeln der DGE, Deutsche Gesellschaft für Ernährung. ed. aid Infodienst, Bonn.
- Dissemond, V.H., Gomiscek, T., Zessner, M., 1991. Landwirtschaftliche Stickstoffbilanzierung für Österreich unter besonderer Berücksichtigung ihrer Einbeziehung in die Volkswirtschaft. Die Bodenkultur 42, 84-95.
- ETC/LUSI, 2008. European river catchments - Datasets — EEA.
- FAO, 2009. CROPWAT 8.0. Rome.
- FAO, 2009. FAOSTAT.
- Glenc, E., Lampert, C., Raeissi, Brunner, P.H., 1995. Phosphorbilanz des Kremstales, Bericht des Institutes für Wassergüte und Abfallwirtschaft im Auftrag des Amtes der Oö. Landesregierung (Bericht). Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, TU Wien, Wien.
- Götz, B., 1998. Stickstoffbilanz der oesterreichischen Landwirtschaft nach den Vorgaben der OECD: aktualisiert und erweiterte Fassung. Berichte (Austria); Umweltbundesamt.
- Hoekstra, A.Y., Chapagain, A.K., Aldaya, M.M., Mekonnen, M.M., 2011. The Water Footprint Assessment Manual. Earthscan, London, Washington DC.
- Hoekstra, A.Y., Hung, P.Q., 2002. Virtual water trade: A quantification of virtual water flows between nations in relation to international crop trade. Value of Water Research Report Series No. 11. Delft, The Netherlands: IHE.
- Kaas, T., Fleckseder, H., Brunner, P.H., 1994. Stickstoffbilanz des Kremstales, Bericht des Institutes für Wassergüte und Abfallwirtschaft im Auftrag des Amtes der Oö. Landesregierung. Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Wien.
- Kroiss, H., Zessner, M., Deutsch, K., Schaar, W., Kreuzinger, N., 1998. Nährstoffbilanzen der Donauanrainerstaaten-Erhebungen für Österreich. TU-Wien, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft.
- Mekonnen, M.M., Hoekstra, A.Y., 2010a. The green, blue and grey water footprint of farm animals and animals products (No. Research Report Series No. 48), Value of Water. UNESCO-IHE Institute for Water Education, Twente.
- Mekonnen, M.M., Hoekstra, A.Y., 2010b. The green, blue and grey water footprint of crops and derived crop products (No. Research Report Series No. 47), Value of Water. UNESCO-IHE Institute for Water Education, Twente.
- New, M., Lister, D., Hulme, M., Makin, I., 2002. A high-resolution data set of surface climate over global land areas. Climate research 21, 1–25.
- Obernosterer, R., Reiner, I., 2003. Stickstoffbilanz Österreich “. Beitrag der Abfallwirtschaft zum Stickstoffhaushalt Österreichs. Villach.
- Schilling, C., Zessner, M., Kovacs, A., Hochedlinger, G., Windhofer, G., Gabriel, O., Thaler, S., Natho, S., 2011. Abschätzung von Stickstoff- und Phosphoremissionen in die Fließgewässer Österreichs. ÖWAV Heft 5-6.
- Statistik Austria, 2010. Landwirtschaftliche Haupt- und Kleinproduktionsgebiete Österreichs.
- Thaler, S., Zessner, M., Bertrán de Lis, F., Kreuzinger, N., Fehring, R., n.d. Considerations on methodological questions of the water footprint calculations. Water Science and Technology.

- Thaler, S., Zessner, M., Mayr, M.M., Haider, T., Kroiss, H., Wagner, K.H., Ruzicka, K., 2011. Der Einfluss von Ernährungsgewohnheiten auf die Nährstoffbilanz Österreichs. ÖWAV Heft 5-6, 117-128.
- ZAMG, 2011. Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik (ZAMG) - Klima, Phänologie [WWW Document]. Phänologie Auswertungen Diagramme. URL http://zacost.zamg.ac.at/phaeno_portal/
- Zessner, M., Helmich, K., Thaler, S., Weigl, M., Wagner, K.H., Haider, T., Mayr, M.M., Heigl, S., 2011a. Ernährung und Flächennutzung in Österreich. Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft 63, 95-104.
- Zessner, M., Steinmüller, H., Wagner, K.H., Krachler, M.M., Thaler, S., Fazeni, K., Helmich, K., Weigl, M., Ruzicka, K., Heigl, S., Kroiss, H., 2011b. Gesunde Ernährung und Nachhaltigkeit – Grundlagen, Methodik und Erkenntnisse eines Forschungsprojektes in Rahmen des proVISION Programmes des BMWF. ÖWAV 63, 87-94.
- Zessner M., Kovacs A., Schilling CH., Hochedlinger G., Gabriel G., Windhofer G. (2012) Stand und Trends der Modellierung von Nährstoffen auf Einzugsgebietsebene, Wiener Mitteilungen, dieser Band.

Korrespondenz an:**Simon Thaler**

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft, TU-Wien
Karlsplatz 13/226, 1040 Wien

Tel.: 015880122614

E-Mail: sthaler@iwag.tuwien.ac.at

Klimawandel – Anpassungsstrategien in der Wassergütwirtschaft

Norbert Kreuzinger, Oliver Gabriel

Institut für Wassergüte, Technische Universität Wien

Abstract: Im Aufgabenbereich der Wassergütwirtschaft liegt die Sammlung und Behandlung durch den menschlichen Gebrauch verunreinigter Wässer sowie das Setzen von Maßnahmen zur Gewährleistung eines guten Gewässerzustandes unter Berücksichtigung der damit verbundenen Nutzungsaspekte. Damit ist sie ein wesentliches Standbein des Gewässerschutzes. Erkannte negative Auswirkungen auf die Gewässer müssen durch entsprechende Maßnahmen beseitigt oder kompensiert werden. Nach den historischen Nährstoffbetrachtungen und der rezenten Beschäftigung mit Spurenstoffen, stellen potentielle Auswirkungen der Veränderung klimatischer Rahmenbedingungen auf Gewässer sowie siedlungswasserwirtschaftliche Strukturen eine neue fachliche Herausforderung dar. Dabei stellt sich die zentrale Frage, ob bestehende und erfolgreiche Ansätze der Wassergütwirtschaft auch geeignet sind, derartige klimatische Veränderungen mit zu betrachten, oder ob neue Ansätze zur Bewältigung der Thematik erarbeitet werden müssen. Dieser Beitrag unterteilt sich in zwei Bereiche. Zu Beginn wird die 2011 von der TU-Wien in Zusammenarbeit mit der ZAMG durchgeführte Studie „Anpassungsstrategien an den Klimawandel für Österreichs Wasserwirtschaft“ exzerpiert und die dort enthaltenen Aussagen zum Themenbereich Wassergütwirtschaft vorgestellt. Im zweiten Teil wird anhand des Fallbeispiels „Neusiedler See“ die Komplexität konkreter wasserwirtschaftlicher Planungen im Zusammenhang mit klimatischen Überlegungen dargestellt, um zu demonstrieren, dass die Bedeutung des Umweltfaktors „Klima“ für ein wasserwirtschaftliches System nur bei genauer Kenntnis der Zusammenhänge im betrachteten System möglich ist.

Key Words: Klimawandel, Wassergütwirtschaft, Anpassungsstrategien, Neusiedler See

1 Einleitung

Zu den zentralen Aufgabengebieten der Wassergütwirtschaft zählen die Sammlung und Behandlung von im Zuge der menschlichen Nutzung verunreinigten Wässern sowie das Setzen von Maßnahmen zur Gewährleistung eines guten Zustandes in den Gewässern. Dabei gilt es, wissenschaftlich abgesicherte biologische und toxikologische Güteziele für die unterschiedlichen Wasserkörper (Grundwasser, Fließgewässer, Seen), nutzungsorientierte Qualitätsanforderungen etwa für Trink-, Tränk- und Bewässerungswasser sowie wirtschaftliche Überlegungen zu den Kosten von Maßnahmen zur deren Zielerreichung zu berücksichtigen und in Einklang zu bringen. In der Erfüllung der Aufgaben haben sich historisch gesehen in der Wassergütwirtschaft allgemein und in der Siedlungswassergütwirtschaft im Speziellen Mechanismen sowie Strukturen etabliert, welche geeignet waren, in den letzten Jahrzehnten die Auswirkungen menschlichen Handelns deutlich zu reduzieren und über weite Bereiche einen guten Zustand der Wasserkörper zu gewährleisten.

Hauptaugenmerk bei der Konzeptionierung notwendiger Maßnahmen waren im Bereich der Wassergütwirtschaft anfangs die Belastung der Gewässer mit organischen Kohlenstoffverbindungen, später die Nährstoffe. Diese waren die bei Weitem dominierenden Stressoren in den Gewässern und stellten jene abiotischen Faktoren in den aquatischen Ökosystemen dar, die haupt(sächlich) unsere Gewässer und deren Lebenswelt geprägt haben. Nachdem diese Faktoren jahrzehntelang im Mittelpunkt der wassergütwirtschaftlichen Maßnahmen standen, stehen sie heute nur mehr in wenigen Regionen im Zentrum der Überlegungen. Die mit diesen Ökofaktoren verbundenen Verschmutzungen und anschließenden Sanierungen zeigen deutlich die in kurzen Zeiträumen wirkenden negativen und auch positiven Auswirkungen menschlichen Handelns. Dem gegenüber sind langfristig wirkende Faktoren und Prozesse am Agieren, welche etwa durch die klimatischen Rahmenbedingungen vorgegeben werden. Direkt damit im Zusammenhang steht etwa der Ökofaktor Temperatur, jedoch wird das gesamte hydrologische Gefüge der Wasserbilanz einer Region ebenfalls durch den Faktor Temperatur zentral geprägt (z.B. meteorologische Phänomene, Evaporation, siehe etwa Blöschl et.al 2011a). Dies bedeutet, dass nicht nur anthropogen geprägte Faktoren (etwa Nährstoffe) sondern natürlich auch natürliche Faktoren auf unsere Gewässer wirken und somit beide Faktoren für die Gewässergüte und die nutzungsorientierten Ansprüche an die

Wasserkörper von Bedeutung sind. Die Bedeutung der klimatischen Rahmenbedingungen für die aquatischen Ökosysteme wird erst in jüngerer Zeit in einem breiteren, systematischen Ansatz thematisiert. Auslöser waren sicherlich die in die öffentliche und politische Wahrnehmung getragene Diskussion um die anthropogenen Beiträge zum Klimawandel und die damit verbundenen Fragestellungen nach dem Einfluss des Klimawandels auf die Gewässer aber auch Aspekte der Siedlungswasserwirtschaft (v.a. Dimensionierung von Kanälen, Trinkwasserversorgung).

Die „Klimadiskussion“ basiert leider zu oft auf emotionalen Grundlagen und unter Anwendung ungenau wiedergegebener Prämissen oder Argumente. So wird in Hinblick auf den Klimawandel oft argumentiert, dass es sich hierbei um ein natürliches Phänomen handelt, was natürlich stimmt. Dennoch befassen sich die vom „Intergovernmental Panel on Climate Change“ (IPCC) erarbeiteten Reports mit den anthropogen verursachten Aspekten des Klimawandels und die dort angestellten Szenarien behandeln den anthropogen verursachten Klimawandel, der zusätzlich auf die natürliche Variabilität des Klimas aufsetzt. Eine weitere Ursache für die Qualität der geführten Diskussion ist, dass für die Beurteilungen von Auswirkungen des Klimawandels auf menschliche Systeme sowie die Umwelt noch zahlreiche Lücken im Systemverständnis klaffen, die dazu führen, dass für einzelne Systemkomponenten oft unzureichende Annahmen getroffen werden müssen, oder die Bedeutung einzelner Komponenten im System auf Grund fehlender Daten mittels Sensitivitätsanalyse nicht beurteilt werden kann. Diese Lücken im Systemverständnis betreffen globale Systeme ebenso wie kleinräumige.

Dieser Beitrag unterteilt sich in zwei Bereiche. Zu Beginn wird die 2011 von der TU-Wien in Zusammenarbeit mit der ZAMG durchgeführte Studie „Anpassungsstrategien an den Klimawandel für Österreichs Wasserwirtschaft“ exzerpiert und die dort enthaltenen Aussagen zum Themenbereich Wassergütwirtschaft vorgestellt. Im zweiten Teil wird anhand des Fallbeispiels „Neusiedler See“ die Komplexität konkreter wasserwirtschaftlicher Planungen im Zusammenhang mit klimatischen Überlegungen dargestellt, um zu demonstrieren, dass die Bedeutung des Umweltfaktors „Klima“ für ein wasserwirtschaftliches System nur bei genauer Kenntnis der Zusammenhänge im betrachteten System möglich ist.

2 Klimawandel – Anpassungsstrategien in der Wassergütwirtschaft

2.1 TU-ZAMG Studie 2011

Die folgenden Ausführungen sind eine kurze Zusammenfassung einer Studie, die im Auftrag des Lebensministeriums und der Landesregierungen der 9 Bundesländer in Auftrag gegeben wurde (Lebensministerium 2011). Die Studie wurde von einem Konsortium aus Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik und den Instituten für Ingenieurhydrologie und Wasserbau sowie Wassergütwirtschaft, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft erstellt. Die Zielsetzung der Studie war es an Hand vorhandener Daten und Modellergebnissen die erforderlichen Anpassungsstrategien an den zu erwartenden Klimawandel bis 2050 für die österreichische Wasserwirtschaft abzuschätzen. Es war dabei auch gefordert die Aussagen bezüglich der erforderlichen Anpassungsstrategien nach drei Kategorien (hart, mittelhart und weich) zu bewerten, die sich an der Sicherheit der wissenschaftlichen Grundlagen orientieren. Die Umsetzung der Anpassungsstrategien in konkrete Maßnahmen war nicht Gegenstand dieser Studie. Sie war auch ausdrücklich nicht als Forschungsprojekt konzipiert, sondern fußt auf dem Stand des Wissens. Sie sollte fast alle Bereiche der Wasserwirtschaft umfassen; also die Aufgaben, die auch in den Verantwortungsbereich der wasserwirtschaftlichen Verwaltung fallen (Hochwasser, Niederwasser, Wasserbilanz, Wassertemperaturen, Gletscher, Geschiebepotential, Grundwasser, Seen, Wasserqualität, Wasserbedarf, Wasserkraft). Die Studie ist im WWW unter folgenden Adressen abrufbar:

<http://www.lebensministerium.at/wasser/wasser-oesterreich/herausforderungen/klimawasser.html>

http://iwr.tuwien.ac.at/fileadmin/mediapool-wasserguete/Projekte/Klimawandel/ZAMG_TU_Studie_Klimawandel.pdf

Eine nach Fachbereichen untergliederte Darstellung der Ergebnisse der Studie ist auch im Heft 1-2/2011 der „Österreichischen Wasserwirtschaft“ (Journal des ÖWAV) zusammengefasst. Ein Onlinezugang ist möglich unter:

<http://www.springerlink.com/content/0945-358x/63/1-2/>

Für die Planung potentiell notwendiger Anpassungsmaßnahmen in der Wassergütwirtschaft auf den unterschiedlichsten Ebenen von der Gesetzgebung bis hin zu den Nutzern sind neben der Identifikation, in welchen Bereichen und Punkten generell Auswirkungen eines Klimawandels erwartet werden können, Abschätzungen über das Ausmaß der Veränderungen und Auswirkungen notwendig. Planungshorizonte und damit ein effizienter Ressourceneinsatz und Rechtssicherheit erstrecken sich üblicher Weise über Dekaden, müssen deshalb bereits jetzt (und in der Vergangenheit) potentielle Veränderungen der Planungsgrundlagen über einen längeren Zeitraum berücksichtigt und somit einen dynamischen Anpassungsmechanismus und Sicherheitsfaktoren aufweisen.

Die in dieser Veröffentlichung dargestellten Ergebnisse werden als eine Zusammenfassung wesentlicher Gesichtspunkte verstanden, die im direkten Bezug zur Wassergütwirtschaft und damit zu möglichen anthropogenen (Kompensations-) Maßnahmen stehen. Dies bedeutet, dass Auswirkungen auf die biologischen Qualitätskomponenten und Gewässerbiozöten ebenso wie direkte Auswirkungen auf die Landwirtschaft nicht behandelt werden. Natürlich stehen beide dieser beispielhaft angeführten Punkte in direktem Zusammenhang mit der Wasserwirtschaft. Dieser enge Zusammenhang ist jedoch nicht erst seit der Diskussion um die Auswirkungen des Klimawandels relevant, sondern kann speziell in Österreich auf eine aus dem traditionellen Gewässerschutz resultierende lange und erfolgreiche Zusammenarbeit zurückblicken. War diese Zusammenarbeit in der Vergangenheit und ist auch heute noch von Nährstoffthematik und Morphologie geprägt, so werden vermehrt auch die Änderung klimatischer Rahmenbedingungen inhaltlich aufgenommen werden und damit auch andere Stakeholder umfassen.

2.2 Einleitende Bemerkungen

Um über die Sinnhaftigkeit und Nachhaltigkeit potentiell notwendiger Adaptationsstrategien an auf den Klimawandel zurückzuführende veränderte Bedingungen der Siedlungswasserwirtschaft befinden zu können, sind vorab einige Überlegungen zu grundlegenden Rahmenbedingungen anzustellen.

Methodisch, datentechnisch und modelltechnisch besteht ein generelles Gefälle bei der Sicherheit von Aussagen von großräumig (gut) zu kleinräumig (schlecht), sowie von langfristig (gut) zu kurzfristig (schlecht). Ein analoges

Gefälle besteht von Aussagen über die Lufttemperatur (gut) zu Aussagen über den Niederschlag (schlecht). Extremwerte sind per Definition kleinräumig und kurzfristig weshalb sie sich nach dem derzeitigen State-of-the-art einer Vorhersage weitestgehend entziehen. Das gilt besonders für Extremwerte des Niederschlags! Um diesen Umständen Rechnung zu tragen, wurden in der thematisierten Studie durchgängig unterschieden, ob es sich bei den Aussagen um tragfähige (harte) Aussagen handelt bzw. weniger Vertrauen in diese Aussagen gelegt werden kann (mittelharte sowie weiche Aussagen) – siehe Abbildung 1. Dies folgt der von Böhm (2008) vorgeschlagenen Vorgangsweise. Während im IPCC Bericht, eine derartige Einschätzung auch durchgeführt wird, war dies bei hydrologisch-wasserwirtschaftlichen Untersuchungen von Klimaauswirkungen bisher kaum der Fall. Wenn nicht zwischen abgesicherter und spekulativer Interpretation von Berechnungsergebnissen unterschieden wird, kann es jedoch sehr leicht zur Empfehlung von Maßnahmen kommen, die nur teilweise sinnvoll sind.

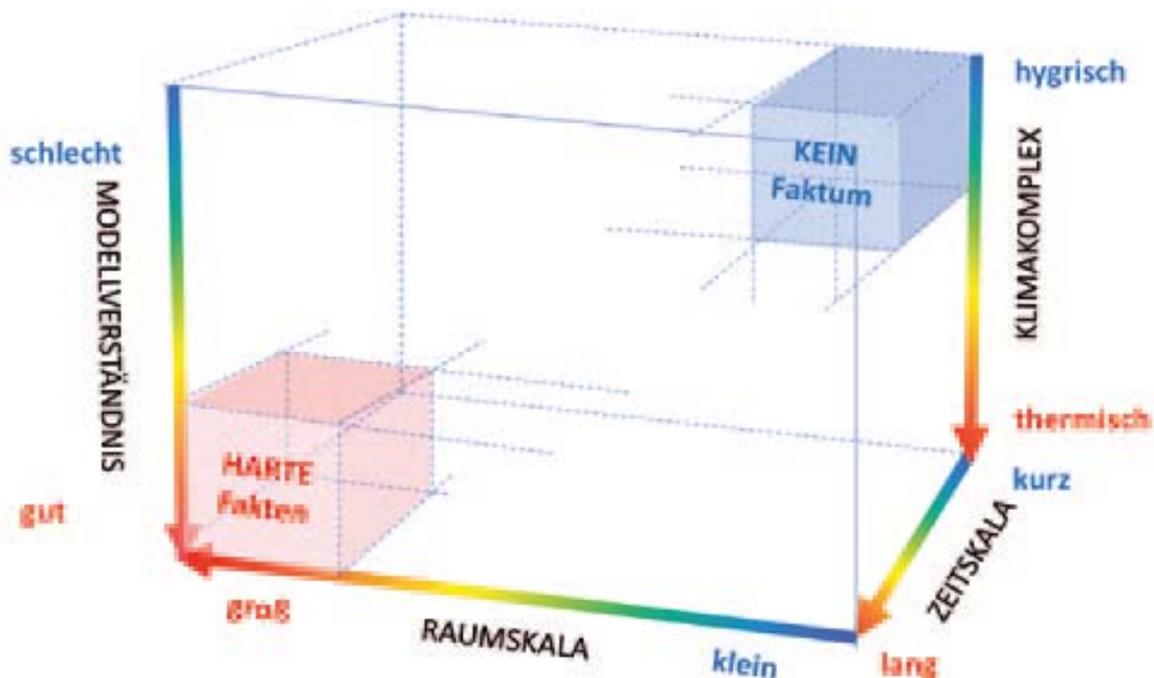


Abbildung 1: Schema zur Beurteilung der Faktenlage von Klimaänderungssignalen für die Zukunft aus Klimamodellierungen (aus: Böhm et al., 2009)

Die Beurteilung der Einflüsse des Klimawandels auf die Wasserwirtschaft ist mit großen Unsicherheiten verbunden und Projektionen über zukünftige

Veränderungen klimatischer Rahmenbedingungen und deren direkte Auswirkungen auf die Siedlungswasserversorgung und Wassergütwirtschaft gestalten sich schwierig. Die Komplexität der Thematik wird deutlich in LAWA (2009) ausgeführt (siehe Abbildung 2). Während Aussagen über die mittlere Lufttemperaturentwicklung auf großräumiger Skala als gesichert angesehen werden, liegen Aussagen zur „Wasserqualität und Ökosystemfunktion“ am spekulativen Ende der Aussagenkette. Die Ursache dafür liegt darin begründet, dass die Komplexität ökologischer Zusammenhänge im Sinne von wechselwirkenden biotischen und abiotischen Ökofaktoren mit der Integrationsebene zunimmt. Dadurch übertragen sich Unsicherheiten einer niedrigen Integrationsebene auf höhere. Außerdem sind zentrale Zusammenhänge, die für das Verständnis von Ausprägungen und Prognosen notwendig wären, zurzeit nicht quantifizierbar und können bestenfalls anhand lokaler Fallbeispiele dokumentiert werden.

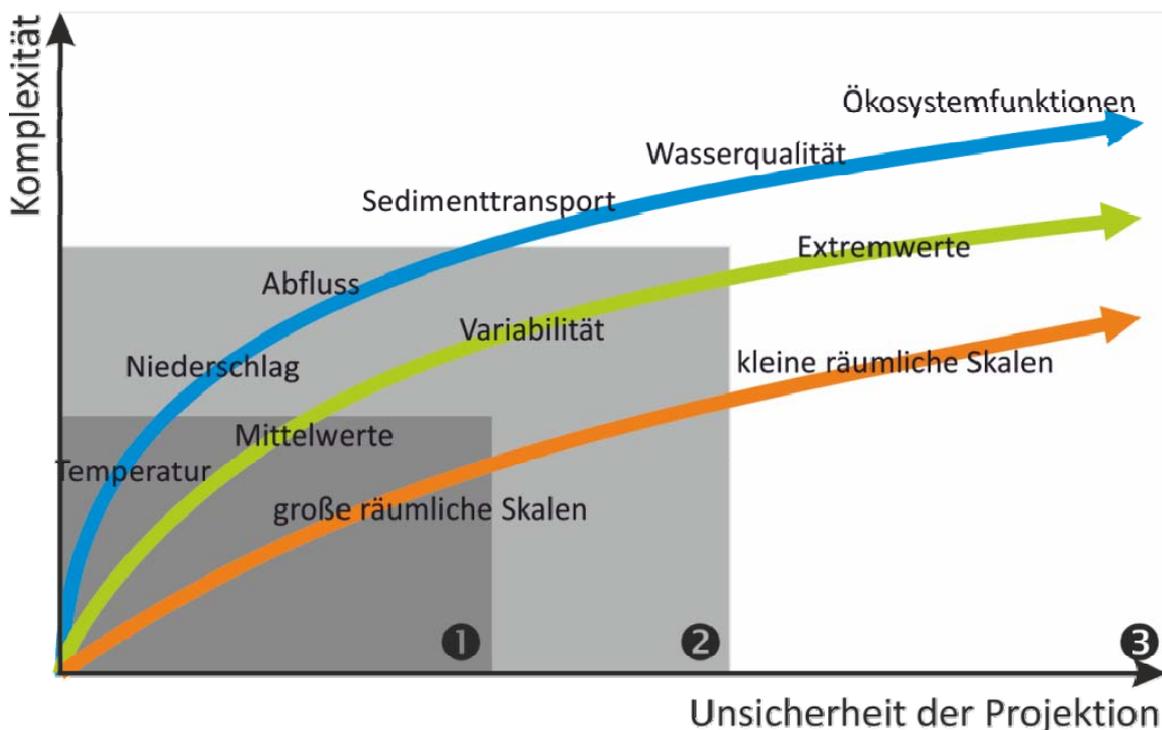


Abbildung 2: Zusammenhang zwischen Komplexität und Unsicherheit von Projektionen für unterschiedliche thematische, räumliche und zeitliche Integrationsebenen (verändert nach LAWA 2009). Bereiche, die nach dem heutigen Stand des Wissens (1) weitgehend gesicherte harte, (2) weiche oder (3) nur spekulative Aussagen zulassen

Die Überlegungen zur Komplexität ökologischer Systeme gelten natürlich auch für die Siedlungswasserversorgung. Auch dort gibt es auf unterschiedlichster

räumlicher und auch zeitlicher Ebene relevante Faktoren, die wesentlich rascher wirken, als sich durch den Klimawandel verändernde langfristig wirkende Trend und die damit (auch heute schon) im „Alltag“ der Siedlungswasserwirtschaft von Bedeutung sind. Hier sind beispielsweise demographische und wirtschaftliche Entwicklungen als relevante und dynamisch wirkende Planungsgrößen von zentraler Bedeutung.

Ein weiterer grundlegender Aspekt, der als Grundlage für zu diskutierende Anpassungsmaßnahmen nicht außer Acht gelassen werden darf, ist die Tatsache, dass Temperaturänderungen in den Gewässern nicht nur eine rezente oder zukünftige Entwicklung darstellen, sondern sich bereits über die in der Wasserwirtschaft üblichen Planungszeiträume in der Vergangenheit nachweisen lassen und somit bereits in den Planungsinstrumentarien indirekt mit berücksichtigt wurden und werden. Beispielsweise zeigt eine Betrachtung der historischen Situation, dass Veränderungen des Klimas in der wasserwirtschaftlichen Planung bis dato weitgehend unberücksichtigt blieben, die anthropogen verursachten Gewässerbelastungen jedoch durch technische und organisatorische Maßnahmen beseitigt werden konnten. Die flächendeckende Umsetzung in Österreich macht sich am deutlichsten in der markanten Verbesserung der verschiedensten Güteindizes seit Mitte der 1980er Jahre bemerkbar. Eine Weiterführung der derzeitigen Strategie ließe deshalb erwarten, dass durch die weitere konsequente Umsetzung gesetzlicher Rahmenbedingungen (Stichwort Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan - NGP) eine weitere Verbesserung erreicht wird. Diese verläuft jedoch auf Grund der bereits guten Ist-Situation nicht so deutlich, wie dies Ende des vorigen Jahrhunderts der Fall war. Die Diskussion der Auswirkungen des Klimawandels auf die Wassergüte thematisiert nun die Veränderungen der klimatischen Rahmenbedingungen mit potentiellen negativen Auswirkungen auf die Güteparameter. Tatsächlich sind Veränderungen der klimatischen Rahmenbedingungen auch historisch nachweisbar seit es Aufzeichnungen etwa der Gewässertemperatur gibt. Dies bedeutet, dass die bis heute erreichten Güteparameter als Ergebnis einer Überlagerung anthropogener (positiver und negativer) Einflüsse und Maßnahmen sowie bereits erfolgter klimatischer Veränderungen anzusehen sind. Die gesetzten Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässergüte, die ja auch den Ausgangspunkt für die anthropogene Wassernutzung darstellt, konnten somit bis heute bereits potentielle negative Güteauswirkungen der Veränderung klimatischer Rahmenbedingungen mit

kompensieren. Die zentrale Frage lautet nun, ob das derzeitige Instrumentarium wasserwirtschaftlicher Maßnahmen auch zukünftig ausreicht, Anpassungen an den Klimawandel sicherzustellen, oder neue Strategien und Mechanismen eingesetzt werden müssen, um dies zu bewerkstelligen.

Die methodische Herangehensweise zur Abschätzung potentieller Auswirkungen des Klimawandels gestaltet sich nicht nur auf Grund der Komplexität und Integrationsebene der betrachteten Materie als schwierig, sondern auch weil – wie bereits oben erwähnt - Änderungen anthropogener Auswirkungen und Maßnahmen rascher erfolgen als die Veränderungen der klimatischen Rahmenbedingungen. Zudem sind die Zusammenhänge zwischen Wasser- / Gewässergüte und den klimatischen Rahmenbedingungen von anthropogenen Einwirkungen überlagert.

2.3 Auswirkungen auf die Wassergütwirtschaft

Für diesen Bereich hat die Analyse der Zusammenhänge zwischen anthropogenen Änderungen in der Wasserbewirtschaftung und den Folgen des Klimawandels ergeben, dass generell die anthropogenen Änderungen für Wassergüte und Wassernutzung deutlich schneller ablaufen und die Variabilität der Wasserverfügbarkeit von Jahr zu Jahr deutlich ausgeprägter sind als die gesicherten Veränderungen zufolge des Klimawandels. Die Anpassung der Wassernutzung an das Wasserdargebot wird in der Wasserwirtschaft überwiegend durch Extremereignisse ausgelöst, das gilt für Hochwasserschutzmaßnahmen genauso wie für die Trink- oder Nutzwasserversorgung etwa in extrem trockenen und heißen Jahren oder Jahreszeiten. Der Referenzzeitraum für Klimatologie und Hydrologie von 1976 bis 2007 ist gekennzeichnet durch dramatische anthropogene Verbesserungen beim Gewässerschutz. Die Auswirkungen der nachweislichen Klimaveränderung in dieser Zeit kann prinzipiell nicht von den anthropogenen Veränderungen unterschieden werden. Trendanalysen sind daher für diesen Bereich nicht sinnvoll anwendbar. Aber auch die Eingriffe in das Abflussregime vieler großer Flüsse durch den Bau von Stauanlagen hat sich im Referenzzeitraum deutlich geändert, was sich z.B. auch auf die Temperatur bei Niedrigwasserführung auswirkt.

Die wichtigsten methodischen Ansätze waren daher, die Auswirkungen des als gesichert angenommenen Anstieges der mittleren Lufttemperatur auf die

Temperatur der Gewässer (Fließgewässer, Grundwasser und Seen) zu untersuchen, wo vor allem biologisch-chemische Prozesse und damit die Wassergüte betroffen sind. Für die Abschätzung der Auswirkung der Temperaturerhöhung wurde eine Erhöhung der Reaktionsgeschwindigkeit von 7 bis 10% pro °C angenommen. Bei der Nutzung des Wassers war es das Ziel, jene Regionen auszuweisen, wo die Wasserverfügbarkeit zukünftig zu Konflikten bei der Wassernutzung führen kann (Bewässerung, Kühlwassereinleitung, Trinkwasserversorgung).

2.3.1 Gewässer

Fließgewässer

Bei Fließgewässern steht die Bedeutung als Lebensraum einer artenreichen, vielfältigen, möglichst naturnahen Biozönose sowie anthropogene Nutzungen (z.B. Badegewässer) im Mittelpunkt des Interesses. Für die Fließgewässergüte spielen nicht nur die als Wassergüte definierten Immissionskriterien, sondern auch strukturell morphologische Elemente eine zentrale Rolle. Barrierefreiheit für Fischentwicklung und -migrationen, Beschattung und Niederwasserabfluss sind hier ebenso entscheidend wie die Konzentrationen an Immissionsparametern. Gewässerbiozönosen sind an jeweils charakteristische Temperaturbedingungen angepasst und angewiesen. Höchsttemperaturen und mittlere Temperaturen haben hier ebenfalls eine hohe Bedeutung. Erhöhen sich die Gewässertemperaturen über den Optimalbereich, erfolgt keine autochthone Reproduktion mehr, beim Überschreiten des Toleranzbereichs kann sich der Organismus nicht mehr im System halten. Als Folge werden sich andere, angepasste Organismen (z.B. autochthone Potamalarten oder allochthone Neofauna) etablieren und eine Veränderung der Biozönose erfolgen, biozönotische Regionen werden sich verschieben. Bei einer Erhöhung der Wassertemperatur um 1°C würde dies eine Verschiebung der Höhenlage der Bioregion um etwa 150m bedeuten (0,6 K pro 100m). Bei der Definition von Referenzbedingungen für biologische Qualitätskomponenten wäre dieser Entwicklung Rechnung zu tragen, da es sich hierbei um von der Wasserwirtschaft nicht beeinflussbare Faktoren handelt.

Eine Reduktion des Wasserdargebots in Oberflächengewässern aber auch im Grundwasser vermindert die Verdünnung von konstant eingetragenen Stoffen, wie sie diffus oder punktuell anfallen und zum Beispiel in der

Qualitätszielverordnung Chemie (QZV-Ch) geregelt sind. Dies betrifft vorwiegend biologisch weitgehend stabile Verbindungen in niedrigster Konzentration (Mikroverunreinigungen). Für diese Stoffe ist mit sinkendem Abfluss eine Zunahme der Immissionen zu erwarten. Wenn eine Abnahme des mittleren Abflusses um 5% angenommen wird (Blaschke et. al 2011), führt dies bei konstant eingetragener Fracht auch zu einer Erhöhung der Immissionskonzentrationen um 5%, was in den meisten Fällen im Bereich der Analysengenauigkeit liegen dürfte. Grundsätzlich kann hier zusammengefasst werden, dass je geringer die Belastung eines Wasserkörpers mit Verunreinigungen ist, desto geringer werden auch die Auswirkungen einer verminderten Verdünnung ausfallen.

Seen

Der Haupteinfluss des Klimawandels auf die Seen liegt einerseits in der Veränderung der Energiebilanz des Epilimnions und in einer Erhöhung der produktiven Zeiten infolge höherer Temperaturen. Die Reaktion von Seen auf die Veränderung klimatischer Rahmenbedingungen hängt stark von der Charakteristik des Sees ab. Flache Seen mit Tiefen < 10 m weisen ein geringes Puffervermögen für die Veränderung klimatischer Rahmenbedingungen auf. Tiefe Seen besitzen in der Regel ein hohes Puffervermögen gegenüber Einflüssen und zeigen eine höhere interne Stabilität. Dabei spielt die Mixis eine entscheidende Rolle. Meromiktische Seen fungieren als Nährstofffallen, die erhebliche Mengen an Nährstoffen (N und P) in den tiefen undurchmischten Bereichen ablagern und somit dem Kreislauf entziehen. Bei holomiktischen Seen wiederum gelangen die sedimentierten Nährstoffe in Folge der Durchmischung in die Wassersäule und damit wieder in den Kreislauf. Ebenso wichtig wie der Nährstoffaustausch ist auch die Sauerstoffversorgung des Hypolimnions durch die Mischung der Seen. Durch die Herbstmixis gelangt sauerstoffreiches Oberflächenwasser in die tiefen Bereiche des Sees und gewährleistet dort aerobe Bedingungen. Bleibt die bestehende seentypische Mischungscharakteristik erhalten, so ist für den Betrachtungszeitraum 2020-2050 mit keiner signifikanten Beeinträchtigung zu rechnen. Der Jahresmittelwert der Wassertemperatur im gesamten Wasserkörper wird sich kaum ändern, die Sommerstratifizierung kann jedoch infolge der höheren Oberflächentemperaturen etwas länger bestehen bleiben.

Je nährstoffärmer der See, desto weniger Nährstoffe und infolge der Kohlenstofffixierung auch organischer Kohlenstoff stehen für den Kreislauf in Seen zur Verfügung und umso geringere Auswirkungen veränderter klimatischer Rahmenbedingungen sind zu erwarten.

Grundwasser

Bei den potentiellen Auswirkungen veränderter klimatischer Rahmenbedingungen auf das Grundwasser ist zwischen ufernahem, gewässergeprägten Grundwasser und großen Porengrundwasserkörpern zu unterscheiden. Die Temperaturaspekte im Grundwasser werden im Beitrag „Auswirkungen des Klimawandels auf das Wasserdargebot von Grund – und Oberflächenwasser“ in diesem Heft behandelt.

Die Wassertemperatur im ufernahen Grundwasser folgt, bei Dotation aus dem Oberflächengewässer, dem Temperaturgang im Gewässer und ist von der Gewässerimmission sowie den Prozessen im Interstitial als Übergangsbereich zwischen Wassersäule und Grundwasser geprägt. Je höher die organische Immission und je intensiver Hydrolyseprozesse im Interstitial ablaufen, desto mehr Potential für weiterführende aerobe Stoffumwandlungsprozesse besteht im Grundwasser. Durch höhere Wassertemperaturen werden diese Prozesse beschleunigt, was insbesondere in den Sommermonaten auftritt. Im äußersten Fall kann der zur Verfügung stehende Sauerstoff völlig aufgebraucht werden, sodass anoxische Bedingungen entstehen. Nach der Denitrifikation von potentiell enthaltenem Nitrat können in weiterer Folge anaerobe Zustände auftreten, die zu chemischen Rücklösungen von zB Phosphor, Mangan oder Eisen führen, was einer weiteren direkten Nutzung (zB Trinkwasserversorgung) entgegen stehen kann. Je niedriger der organische Anteil und je weniger Primärproduktion (Aufbau Hydrolysepotential) in den dotierenden Fließgewässern, desto geringer wirken sich Temperaturerhöhungen und damit in Zusammenhang stehende niedrigere Sauerstoffausgangskonzentrationen auf die Grundwasserqualität aus. In diesem Zusammenhang stellen nicht nur höhere Sommertemperaturen, sondern auch warme Winter einen wesentlichen Einfluss dar.

Große Porengrundwasserkörper zeigen in der Regel keine ausgeprägte Temperaturganglinie und weisen gleichmäßigere Bedingungen bei niedrigeren Temperaturen auf, sodass die Prozesse nicht in dieser Intensität auftreten, wie

sie bei ufernahem Grundwasser beobachtet werden. Die Vulnerabilität ist hier besonders durch Oberflächeneinträge (organische Spurenstoffe, Nährstoffe) gegeben, was durch die Nitratthematik im Grundwasser, die primär anthropogenen Veränderungen unterliegt, dokumentiert wird. Eine Auswirkung veränderter klimatischer Rahmenbedingungen für den betrachteten Zeitraum 2020-2050 ist somit gering.

2.3.2 Anlagen der Siedlungswasserwirtschaft

Die Bemessung der Anlagen der Siedlungswasserwirtschaft wird überwiegend von Ereignissen mit geringer Auftretenswahrscheinlichkeit (Extremereignisse) betroffen. Aus der Klimaforschung kann dazu eindeutig ausgesagt werden, dass sich diese derzeit nicht oder die ganz extremen kleinräumigen sogar prinzipiell nicht langfristig vorhersagen lassen, weder bezüglich ihrer Intensität noch ihrer Häufigkeit.

Die Regen- bzw. Mischkanalnetze werden für sehr seltene Extremniederschläge bemessen, deren Intensität und Häufigkeit aus den Klimamodellen nicht (gesichert) abgeleitet werden kann. Die Festlegung der Bemessungsbedingungen erfolgt überdies über eine Kosten-Nutzen Rechnung (Schadensvermeidung durch höhere Investitionskosten). Das Schadenpotential bei Überflutungen wird sich ohne zusätzliche Schutzmaßnahmen zufolge des immer noch steigenden Wohlstandes und der häufig noch immer zunehmenden Versiegelung von Entwässerungsflächen deutlich rascher erhöhen als dies durch den als gesichert angenommenen Anstieg der mittleren Lufttemperatur (Klimawandel) zu erwarten ist. Die richtige Anpassungsstrategie wäre daher vorerst eine Herabsetzung der Wahrscheinlichkeit von Bemessungsniederschlägen oder eine gezielte Verminderung des Schadenspotenzials bei Überflutungen.

Temperaturerhöhungen selbst sind für die Abwasserentsorgung wenig relevant, weil die Dimensionierung und Funktion technischer Anlagen durch tiefe Temperaturen und hydraulische Extremwerte bestimmt werden. Jedwede Veränderung der Niederschlagshöhe und der zeitlichen Verteilung der Niederschläge über das Jahr hat auch eine Veränderung der Belastung der Gewässer durch Regentlastung von Mischkanalnetzen sowie von Regenwasserabflüssen aus den Regenwasserkanälen von Trennsystemen zur Folge. Die Quantifizierung des Einflusses solcher Veränderungen zufolge eines Klimawandels auf die Gewässergüte ist nicht möglich, weil die

Prognosemodelle keine gesicherten Aussagen über Veränderungen der Intensität von Regenereignissen und der zeitlichen Verteilung von Niederschlägen erlauben (Blöschl et al., 2011b), die für die Abschätzung von Veränderungen bei den entlasteten Frachten an Verunreinigungen für die Fließgewässer notwendig sind. Diese Unsicherheit in der Prognose betrifft auch die Wahrscheinlichkeit des Auftretens von Entlastungsereignissen bei Niedrigwasserführungen der betroffenen Gewässer, die eine Abschätzung der Häufigkeit akuter Schädigung von Regenüberlaufereignissen auf die empfangenden Gewässer erlauben. Dies gilt auch für jene Fließgewässer und Regenentlastungen, die in stehende Gewässer münden.

Die Betrachtungen von Auswirkung von Kläranlagen auf Gewässer erfolgt bereits heute nach dem kombinierten Emissions-Immissionsansatz unter Berücksichtigung des Zustandes des empfangenden Gewässers.

Anthropogen verursachte Änderungen im Entwässerungsgebiet und deren Auswirkungen werden weiterhin dominant gegenüber klimabedingten Änderungen bleiben. Änderungen in Bemessungsgrößen werden bereits heute durch Evaluierungsansätze berücksichtigt, sodass bestehende Planungsansätze und Mechanismen potentielle Auswirkungen der Veränderung klimatischer Rahmenbedingungen zwar nicht explizit, aber konzeptionell mit berücksichtigen. Die vom Klima unabhängige Anhebung des Standes der Technik, der rascher erfolgt als potentielle Auswirkungen infolge der Klimaänderung, schafft hier einen zusätzlichen Puffer. So ist z.B. für Gewässer, in denen abnehmende Niederwässer erwartet werden können eine über das heutige Maß hinausgehende P Entfernung (zB auf 0,5 mg/l TP) auf Kläranlagen sinnvoll.

2.3.3 Wasserbedarf

Der Wasserbedarf der Bevölkerung ist seit ca. 1985 von im Mittel ~150 auf unter 130 l/E/d leicht rückläufig und es gibt keinen gesicherten Zusammenhang zwischen Temperatur und Wasserbedarf solange sich die mittlere Temperatur in dem prognostizierten Bereich bewegt, als Beispiel sei erwähnt, dass Barcelona etwa den gleichen mittleren Wasserbedarf/Einwohner aufweist wie Wien. Es gibt auch Hinweise, dass der Wasserbedarf von Industrie und Gewerbe in den urbanen Gebieten leicht rückläufig ist.

Methodisch wurde daher bezüglich der Auswirkungen von längeren Trockenzeiten, deren Wahrscheinlichkeit des Auftretens zufolge des Klimawandels regional zunehmen kann (weiche Aussage), eine Analyse von vergangenen Extremereignissen verwendet, weil sie bezüglich der Aussagekraft besser geeignet erscheint als jedes Ergebnis einer Modellrechnung. Für die Ableitung von Anpassungsstrategien wurden die Analysen des Trockensommers 2003 (Schweiz) und des Winterhalbjahres 2007 herangezogen.

3 Fallbeispiel Neusiedlersee

Klimaszenarien sagen für den Neusiedlersee einen leichten Rückgang der Niederschläge und einen Anstieg der Evapotranspiration voraus. Für den hauptsächlich durch Niederschläge gespeisten, flachen Neusiedlersee können die klimatischen Veränderungen zu häufigeren Niedrigwasserständen führen. Aus diesem Grund werden verschiedene Möglichkeiten der Dotation des Sees mit Fremdwasser diskutiert, die in der Zukunft eine Stabilisierung der Wasserstände versprechen. Erste Untersuchungen beschäftigten sich mit der Eignung von Donauuferfiltrat als Dotationsvariante. Die detaillierten Untersuchungen und Laborversuche bezogen sich dabei ausschließlich auf den Ist-Zustand des Sees und berücksichtigten weder eine mögliche Veränderung des Seechemismus durch Effekte des Klimawandels, noch eine mögliche räumlich differenzierte Beeinflussung des Sees durch eine Einleitung des Dotationswassers. In diesem Beitrag, in dem der Einfluss einer potenziellen Dotation aus dem Raab-Rabnitz-Ikva System auf die Gewässergüte des Neusiedlersees abgeschätzt wird, sollen diese Kriterien anhand von Szenariountersuchungen und einer hydrodynamischen Modellierung der potenziellen Einleitung mitberücksichtigt werden. Abschließend wird in Form einer Risikoabschätzung ein relativer Vergleich der Eignung der Varianten (einschließlich Donau Uferfiltrat) für eine Dotation des Neusiedlersees angeführt.

3.1 Hintergrund

Der Neusiedlersee ist einer der wenigen Steppenseen Europas. Er ist ein polymiktischer, lichtlimitierter Flachsee mit einer mittleren Fläche von 270km². Das endhoreische System des ursprünglich abflusslosen Neusiedlersees, das maßgeblich von den Wasserhaushaltskomponenten Niederschlag und

Evapotranspiration dominiert wird, führte zu einem ständigen Wechsel von (extrem) hohen und (extrem) niedrigen Wasserständen und zeitlich oft nah beieinander liegenden Perioden von Überflutungen und Austrocknung (siehe Abbildung 3). Es ist anzunehmen, dass der stark von saisonalen und jährlichen Klimaschwankungen abhängige Wasserstand des Neusiedlersees extremen Einflüssen durch den Klimawandel unterliegen wird, da mögliche ausgleichende Komponenten der Wasserbilanz, wie z.B. die Speisung durch das Grundwasser im Falle des Neusiedlersees weitgehend bedeutungslos sind.

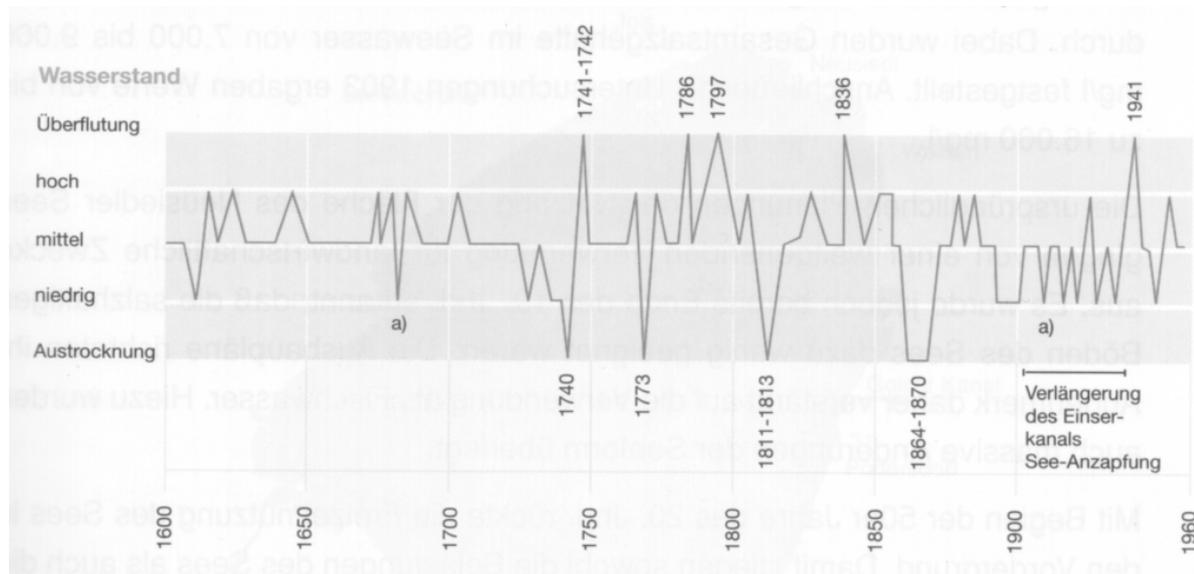


Abbildung 3: Schematische Beschreibung historischer Extremwasserstände des Neusiedlersees zwischen 1600 und 1960 (Quelle: Jubiläumsschrift "40 Jahre Österreichisch-Ungarische Gewässerkommission", 1996).

Der seit 1900 zur Regulierung der Hochwasserstände genutzte Einserkanal (Wehranlage Mekszikopuszta), der seit dem Jahr 1965 gezielt betrieben wird, führte zwar zu einer deutlichen Anhebung der mittleren Seewasserstände und konnte anhaltende Niedrigwassersituationen vermeiden (Phase 1965-2010, Abbildung 4); tägliche Wasserbilanzszenarien (500 Jahr Zeitserie), die auf Grundlage eines lokalen Klimawandelszenarios (Kubu, 2006 und 2011) erstellt worden sind (Szenarien beziehen sich auf die Klimaperiode 2030-2050) verdeutlichen jedoch, dass es bei den angenommenen veränderten Randbedingungen zu einer stark erhöhten Wahrscheinlichkeit niedriger Wasserstände bis hin zu Austrocknungsereignissen kommen könnte. Diese könnten durch gezielte Dotationsmaßnahmen (z.B. durch Raabwasser) vermieden werden.

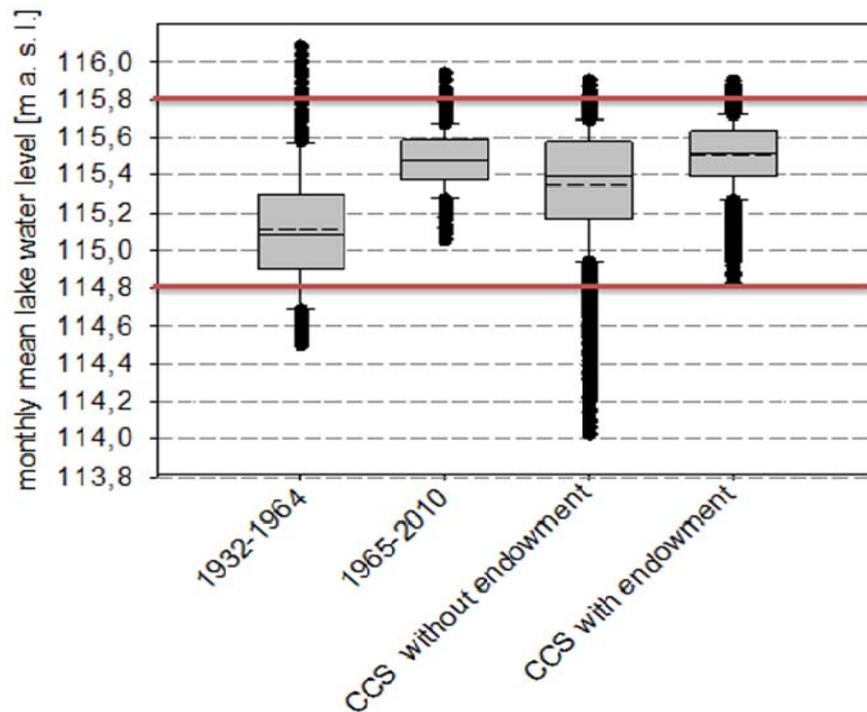


Abbildung 4: Wasserstandsentwicklung zwischen 1932 und 2010 sowie klimawandelbasierte Szenariowasserstände mit (CCS with endowment) und ohne (CCS without endowment) Dotation (mittlere Monatswerte); Linien bezeichnen „hohe“ und „niedrige“ Wasserstände.

Die Dotation des Neusiedlersees (z.B. durch Raabwasser) stellt demnach, wenn politisch gewollt, eine probate Methode dar, um das Risiko künftiger klimawandelbedingter Niedrig- und Niedrigstwasserstände im Neusiedlersee signifikant zu mindern.

Da der als Weltkulturerbe ausgewiesene Neusiedlersee und sein Ökosystem von vielfältigem und unschätzbarem Wert für die Region sind, dürfen die in Zukunft zu treffenden politischen Entscheidungen über eine Dotation nicht ausschließlich unter Aspekten der finanziellen Effizienz und wassermengenbezogenen Machbarkeit getroffen werden, sondern müssen insbesondere auch den Erhalt des Ökosystems berücksichtigen. In diesem Zusammenhang darf nicht verschwiegen werden, dass die äußerst komplexen ökosystemaren Zusammenhänge zwischen dem Neusiedlersee und seinem ausgedehnten Schilfgürtel als ein vielfach gekoppeltes System zum jetzigen Zeitpunkt nicht restlos verstanden werden und in vielen Bereichen erheblicher Forschungsbedarf besteht. Eine Szenarioabschätzung des potentiellen zukünftigen Systemverhaltens kann somit nur durch starke Vereinfachungen und Reduzierung des Betrachtungsgegenstandes erfolgen und unterliegt

verschiedenen Unsicherheiten (Kapitel 3.2.2). Entsprechend wurde im Rahmen der Impaktstudie vorweg eine Auswahl wesentlicher Prozesse und Parameter getroffen, die zum einen auf Grundlage des jetzigen Wissenstandes sowie der verfügbaren Datenbasis als vielversprechend und weitgehend abbildbar gelten können, zum anderen auch über eine erhebliche Relevanz hinsichtlich der charakteristischen Gewässergüte als Teil des bestehenden Gesamtökosystems verfügen. Die ausgewählten Parameter und Schwerpunkte können folgendermaßen zusammengefasst werden:

- der Salzgehalt und Sodacharakter des Neusiedlersees (reduziert auf Cl und Na)
- der Calcium und Nährstoffgehalt (Phosphor) des Neusiedlersees
- die lokalen Einflüsse einer potentiellen Dotation.

Der charakteristische Sodacharakter des Sees ist hauptsächlich auf die Wirkung der Evapotranspiration in einem System geringer oberirdischer Abflüsse zurückzuführen. Sie führt generell zu einer Aufkonzentrierung von Salzen, z.B. NaCO_3 , bewirkt darüber hinaus aber auch eine spezifische hydrochemische Zusammensetzung mit einem Übergewicht an alkalischen Metallen (vorwiegend Na und K) gegenüber alkalischen Erdmetallen (wie Mg und Ca), die teilweise als $(\text{Mg,Ca})\text{CO}_3$ Präzipitate durch Sedimentation aus der Wassersäule abgeführt und in die Sedimente eingelagert werden. Die $(\text{Mg,Ca})\text{CO}_3$ Bildung ist dabei (neben einer Vielzahl anderer Einflussfaktoren) an die Netto Evaporation gekoppelt und lag für den Zeitraum 1992-2009 im Mittel bei 16.000t/a. Aufgrund der vorgegebenen Bedingungen des Klimaszenarios ist mit einem weiteren Anstieg der Raten zu rechnen, was zu einer erhöhten Sedimentation, aber auch zu einer erhöhten Retention von P durch Kopräzipitation (s.u.) führen dürfte.

Die hohen Sodakonzentrationen und die damit assoziierten hohen pH Werte des Sees ermöglichen die Ausbildung einer spezifischen mikrobiellen Population (Borsodi et al., 2003, 2005 und Agoston-Szabo et al., 2006), die einen effektiven Abbau allochthoner (Frachten aus dem Einzugsgebiet) und autochthoner (interne Stoffkreisläufe, z.B. Schilf und Algen) organischer Verbindungen führt und so eine schnelle Verlandung des Flachsees vermeidet. Krachler (2006) schlussfolgert, dass dieser Mechanismus die Verlandung von Flachseen wie dem Neusiedler trotz hoher Produktivität über lange Zeiträume verlangsamt. Mikroorganismen mit einer erheblichen Anpassung an wechselnde Salinität und

Alkalinität konnten ermittelt werden, die ein mit dem Anstieg des pH Wertes korreliertes Abbauverhalten aufweisen (Krachler et al., 2006). Da der pH Wert im Neusiedlersee als Ergebnis einer Zunahme der NaCO_3 Anteile an der Ionenbilanz in Abhängigkeit der Alkalinität mit der Salinität korreliert, wird im Umkehrschluss die Verlandungsgeschwindigkeit aus der Sedimentation organischer Substanz durch die Salinität maßgeblich dominiert (Abbildung 5).

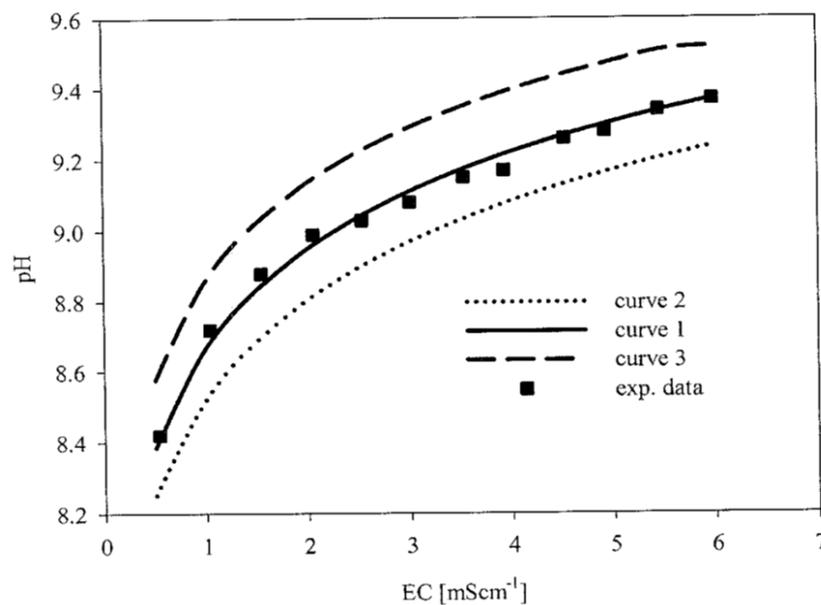


Abbildung 5: pH Werte in Abhängigkeit der elektrischen Leitfähigkeit (EC) im Neusiedlersee bei 25°C. Vierecke = Ist-Zustand, Kurve 2= pH Werte bei halbiertes und Kurve 3= pH Werte bei verdoppelter Alkalinität (aus Krachler et al., 2009).

Eine Verdünnung des Sees bewirkt somit ein Absinken des pH Wertes und ist im Zuge einer Dotation dringend zu vermeiden. Im jetzigen Zustand erfolgt eine Verdünnung (der Konzentrationen) durch erhöhte Niederschläge, aber insbesondere durch hohe Auslässe aus dem Einserkanal zur Regulierung von Hochwasserständen. Zwischen 1965 und 2000 kam es im Neusiedlersee laut Plattner, (2004) zu einem Wasserverlust von 10^9 m^3 , was etwa dem fünffachen Volumen des Sees entspricht. Krachler et al., (2009) schlussfolgern daraus, dass der See gegenüber seinem unregulierten Zustand permanent verdünnt ist und schätzt, dass die ursprüngliche Salinität und Alkalinität 70-90% höher waren. Die Wirkung erhöhter Ausleitungen wurde in einer Phase hoher Wasserstände zwischen 1996 und 1997 deutlich. Die Ableitungen zur Vermeidung von Überflutungen führten zu einem massiven Rückgang der Salzkonzentrationen

sowie einem signifikanten Verlust von mehr als 40% der Salzfracht und einem Rückgang der pH Werte von 9,1 auf 8,5. Bis 2007, in einer Phase ohne bemerkenswerte Auslässe, stellte sich die ursprüngliche Chlorid- und Natriumfracht schnell wieder ein, was die extreme Stoffdynamik der inerten Salze im See verdeutlicht (Abbildung 6). Dabei unterliegen die Cl und Na Konzentrationen und Frachten massiven saisonalen Schwankungen, was nicht restlos durch Verdünnungs- und Aufkonzentrierungseffekte zu erklären ist. Vielmehr stellen sich in den Stoffbilanzen (Kapitel 3.3.2) zusätzlich hohe jahreszeitliche Gewinne und Verluste ein, die an die Seeflächendynamik gekoppelt zu sein scheinen, was Festlegungen und Rücklösungen von Salzen bei Trockenfallen und Wiedervernässung insbesondere in Bereichen des ausgedehnten Schilfgürtels nahelegt. Im jährlichen Verlauf zeigen die Frachten von Na dagegen den schon angesprochenen kontinuierlichen Anstieg in Phasen mit geringen Auslässen (2000-2009), während zuvor (hier nicht dargestellt) innerhalb von nur zwei Jahren bei massiven Auslässen ein rapider Verlust von etwa 90.000 t auf unter 60.000 t erfolgte (siehe auch Abbildung 9 für Chlorid).

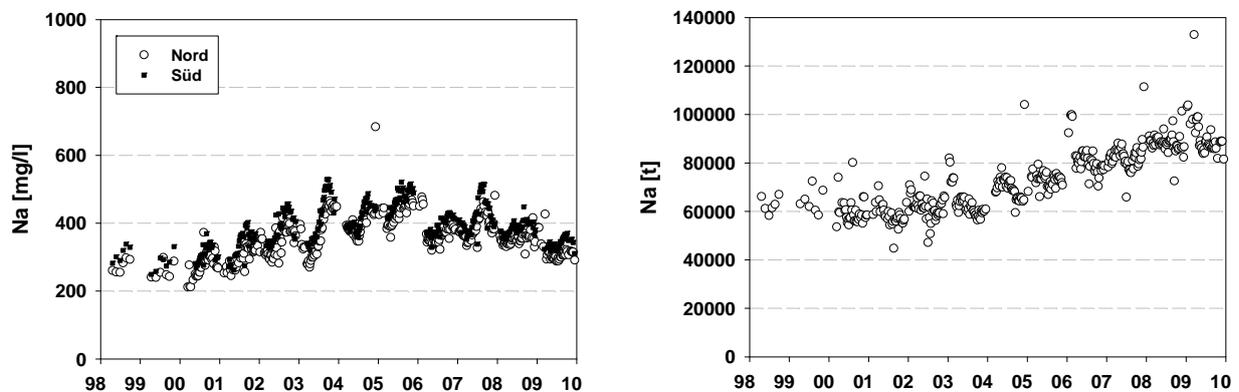


Abbildung 6: Natrium Konzentrations- und Frachtentwicklung im Neusiedlersee zwischen 1998 und 2010.

Obwohl der See durch die permanente Durchmischung und die hohen Anteile an partikulärem Material in der Wassersäule lichtlimitiert ist, zeigen Untersuchungen aus den 1970er und 1980er Jahren (z.B. von der Emde et al. 1985), dass die damals extrem hohen externen Frachten an Phosphor (P) und CSB aus dem Einzugsgebiet zu einer Eutrophierung des Sees führten. Aktuelle Projektergebnisse belegen eine geringe P Retentionskapazität des Sees, die sich in einer niedrigen P Adsorptionskapazität der Seesedimente und einer vergleichbar geringen Mg,Ca(CO₃) Fällung im See widerspiegelt, die

grundsätzlich dazu geeignet wäre, effektiv Phosphor aus der Gewässersäule durch Ko-Präzipitation und Sedimentation zu entfernen (Dittrich et al., 2011). Die Ergebnisse belegen damit die in den 70er Jahren ermittelte Vulnerabilität des Sees gegenüber erhöhten Phosphorfrachten und verdeutlichen die Notwendigkeit, im Falle einer Dotation möglichst geringe zusätzliche P Frachten in den See zu emittieren.

Neben ihrem Einfluss auf den Chemismus ist vor allem der lokale Effekt einer Dotation zu beachten. Dieser hängt im Wesentlichen von den Einmischungsbedingungen im See ab.

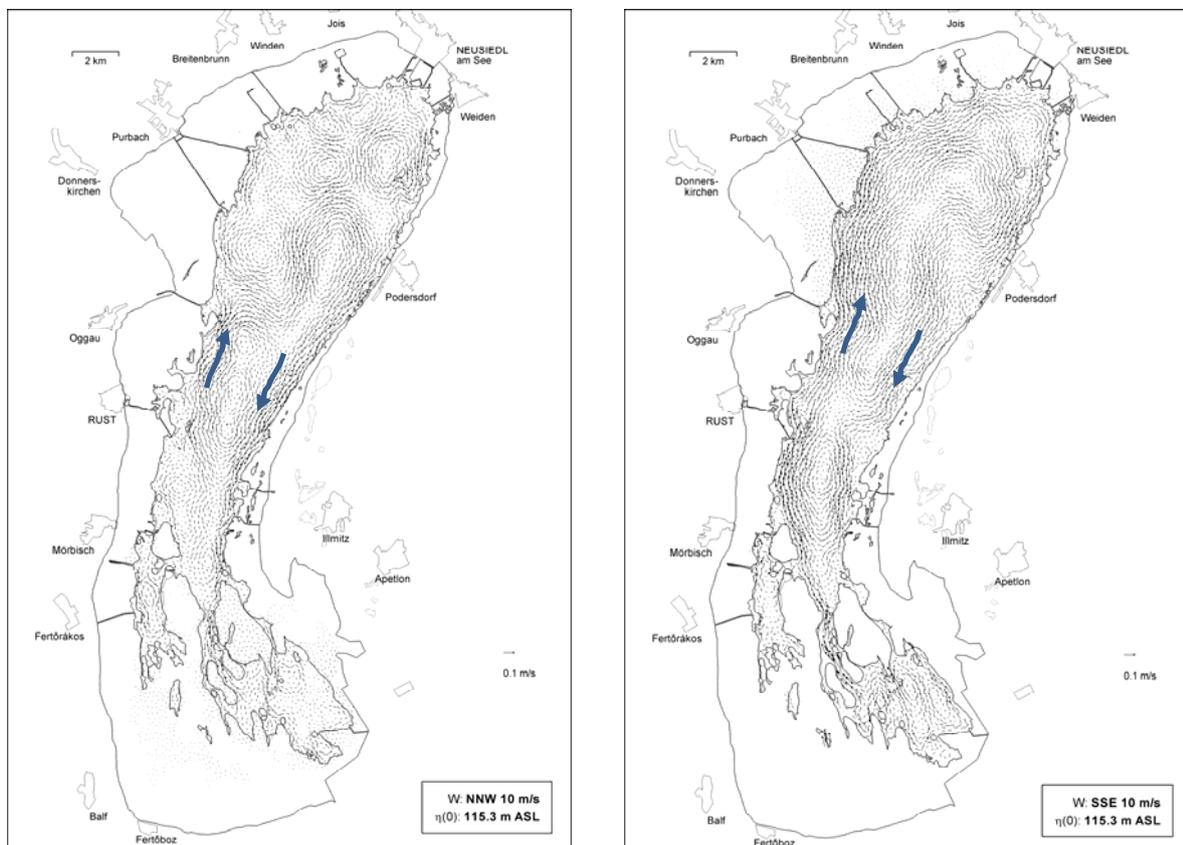


Abbildung 7: Tiefen- und zeitgemittelte horizontale Zirkulation im Neusiedlersee bei Winden von NNW (links) und SSO (rechts) auf Grundlage eines räumlich hochauflösenden 2D Hydrodynamischen Modells (Quelle: Józsa et al. 2008).

Weitere wichtige Aspekte, bei denen jedoch erhebliche Datenlücken vorherrschen oder deren Daten für dieses Projekt nicht verfügbar waren, sind die mögliche Belastung des Sees durch eine Dotation mit:

- Organischen Mikroverunreinigungen
- Mikrobiologischen Verunreinigungen.

Bei diesen Aspekten kommt es im Wesentlichen darauf an zu prüfen, ob es bei den potentiellen Dotationswässern zu konkreten Ausschlussgründen durch erhöhte Risiken der aquatischen Lebewelt durch Toxizitäten von gefährlichen Substanzen oder Keimen kommen kann. Aus diesem Grund wurde im Rahmen des vorgestellten Projektes ein Monitoring durchgeführt, dass dazu beitragen sollte, diese Fragestellung zu klären.

3.2 Methoden

3.2.1 Vorgehensweise

Um die möglichen Auswirkungen des i) Klimawandels und darüber hinaus die Auswirkungen von ii) Klimawandel und Dotation auf die Gewässergüteentwicklung im Neusiedlersee zu untersuchen, wurden im Wesentlichen vier thematische Schwerpunkte betrachtet:

- Der Ist Zustand des Sees und sein spezifischer Chemismus, aus dem die wesentlichen Kriterien des Impaktassessments abgeleitet werden
- Die Eignung der Dotationsvarianten (Ikva, Rabnitz und Raab) hinsichtlich ihrer Quantität und Qualität
- Die Implementierung von klimawandelbasierten Szenarien
- Die Darstellung lokaler Einflüsse einer Dotation.

Die Ableitung wesentlicher Kriterien des Impaktassessments konnten durch Literaturrecherche und Datenauswertungen sowie ergänzende eigene Prozessuntersuchungen im Labor und Freiland bewerkstelligt werden (siehe kurze Zusammenfassung in Kapitel 3.1).

Für die Eignung der Dotationsvarianten wurden Kriterien wie Wasserverfügbarkeit in Abhängigkeit zeitlicher Aspekte (saisonal; seewasserstandsabhängig), rechtlicher Aspekte (verordnete Beschränkungen der Wasserentnahme) sowie Klimawandel Aspekte (potenzielle Veränderung der

zukünftigen Abflussbedingungen) berücksichtigt. Dabei wurde als Randbedingung vorweg die maximale Dotation auf 31,5 Mio. m³/a entsprechend einem permanenten Zustrom von 1 m³/s festgelegt (Zessner et al., 2012).

Um Aussagen über die Wasserqualität der Dotationsvarianten treffen zu können, wurde auf Grundlage von Gewässergütedaten ein Ranking durchgeführt, das sich an der Gewässerqualität des Neusiedlersees und vorhandenen Richtlinien orientiert. Es ermöglicht eine relative Bewertung der Gewässergüte der Varianten im Falle einer Dotation und berücksichtigt verschiedene Stoffgruppen (allgemeine chemische Parameter, seespezifische Ionen, Nährstoffe, organische Mikroverunreinigungen, mikrobiologische Verunreinigungen).

Die wesentliche methodische Herausforderung lag in der Implementierung der Szenarien in eine praktikable Modellstruktur. Dabei wurde das verwendete lokale Klimaszenario vom Auftraggeber bereits vorweg als Randbedingung festgelegt und sollte nicht weiter modifiziert werden. Unter den Vorgaben einer mittleren Erwärmung um 2,5°C und eines Rückgangs der Niederschläge um 5% wurde mittels eines Wetterdatengenerators (Semenov et al., 1998) eine fünfhundertjährige Zeitreihe (Tagesschritte) generiert. Die Zeitreihe wird als Eingangsdatensatz für ein bereits vorhandenes hydrologisches Modell des Neusiedlersees und seines Einzugsgebietes genutzt (Kubu et al., 2009). Auslässe über den Einserkanal werden nach alter (vor 2010) und neuer (ab 2010) Wehrbetriebsverordnung berücksichtigt. Die Ergebnisse aus dem hydrologischen Modell geben Auskunft über die Wahrscheinlichkeit der Seewasserstandsentwicklung in der nahen Zukunft und dürfen nicht als Prognose der Wasserstände der nächsten 500 Jahre missverstanden werden. Dagegen können die Berechnungen die Auftrittshäufigkeit spezifischer Wasserstände und hydrologischer Phasen (z.B. Niedrigwasserstände) ausweisen. Auf Grundlage der klimawandelbedingten Szenariowasserbilanz konnte der Einfluss des Fremdwasserzuflusses aus einer Dotation auf die Wasserstände dargestellt und durch eine Sensitivitätsanalyse optimiert werden. Die Daten der Szenariowasserbilanz wurden im Weiteren als Eingangsparameter für bestehende und im Zuge des Projektes weiter entwickelte Stoffbilanzmodelle (Wolfram et al., 2004; Donabaum&Wolfram, 2007) genutzt. Konzentrationen der einzelnen Bilanzkomponenten (Trockene und Nasse Depositionen, Oberirdischer Speisungszufluss, Unterirdischer Speisungszufluss) gehen als

Mittelwerte in die Szenariobilanzierung ein. Auslässe über den Einserkanal werden mit den berechneten Seekonzentrationen veranschlagt. Bilanzierungsmodelle zur Darstellung des Ist Zustandes wurden für Cl und Na sowie für die Parameter Ca und P aufgebaut. Während die Konzentrations- und Frachtentwicklung von Cl und Na als weitgehend inerte Stoffe gut mit den Bilanzierungsansätzen nachvollzogen werden können, werden die komplexen Umsatz- und Fällungsprozessen unterliegenden Parameter Ca und P stark vereinfacht abgebildet.

Um den lokalen Einfluss einer Dotation in das Südbecken des Neusiedlersees abzuschätzen, wurde ein bestehendes 2D hydrodynamisches Modell (Kramer, 2006) genutzt und durch eine fiktive permanente Einleitung von $2 \text{ m}^3/\text{s}$ (vier Einleitungsports) über 120 Tage erweitert. Die Modellierung setzte gemessene mittlere Windbedingungen voraus; Seewasserstände wurden so gewählt, dass sie den Zustand einer notwendigen Dotation widerspiegeln.

3.2.2 Unsicherheiten der Szenariobetrachtungen

Ein Vergleich der derzeitigen Situation mit den erstellten Szenarien gibt Hinweise auf mögliche zukünftige Entwicklungen der Seewasserstände und der Gewässergüte des Neusiedlersees. Dem steht jedoch der Nachteil gegenüber, dass die Ergebnisse nicht überprüfbar sind. Die damit verbundenen Unsicherheiten können sehr groß sein, und ihr Ausmaß ist schwer abschätzbar (Blöschl et al., 2011a). In jedem Schritt der Modellkette (Klimaszenario→Wasserbilanzen→Stoffbilanzen) werden Unsicherheiten eingebracht, die sich überlagern (Fehlerfortpflanzung). Generell besteht ein Gefälle bei der Sicherheit von Aussagen von großräumig (gut) zu kleinräumig (schlecht) sowie von langfristig (gut) zu kurzfristig (schlecht), was mit der Mittelwertbildung von Zufallsprozessen zusammenhängt (Tabelle 1).

Tabelle 1: Einflussfaktoren auf die Aussageschärfe berechneter Auswirkungen des Klimawandels (aus Blöschl et al., 2011a).

Einflussfaktor/Parameter	Kleine Unsicherheiten (mittelharte- bis harte Aussagen)	Große Unsicherheiten (weiche Aussagen)
Raumskale	Kontinente	Einzelne Einzugsgebiete
Zeitskale	Mittelwerte über Jahrzehnte	Einzeljahre, Monatswerte
Betrachtete Größe	Lufttemperatur (und davon abhängige hydrol. Größen)	Niederschlag (und davon abhängige hydrol. Größen)
Statistische Kenngröße	Mittelwerte	Extremwerte

In dem hier praktizierten Ansatz kommt es neben den Unsicherheiten der Wasserbilanzszenarien zusätzlich zu Unsicherheiten aus den Stoffbilanzen sowie aus der notwendigen Kopplung beider Modelle. Obwohl die Unsicherheiten bei der Betrachtung einzelner Einzugsgebiete und der Betrachtung von Monatswerten hoch sind (siehe Tabelle 1), können Trends der Gewässergüteentwicklungen ausgewiesen werden, die über die Auswirkung von einer vorab definierten Klimaveränderung auf Teilsysteme des Sees Auskunft geben. Dies ist deshalb hilfreich, weil es ermöglicht, zukünftige prozessbezogene Zusammenhänge aufzuzeigen, zu verstehen und in die Bewertung von Risiken und Lösungsstrategien zu integrieren.

3.3 Ergebnisse und Diskussion

3.3.1 Relative Eignung verschiedener Dotationsvarianten

Um die Wasserverfügbarkeit verschiedener Dotationsvarianten zu prüfen, wurde die Auftretswahrscheinlichkeit der Abflüsse aus langjährigen Messreihen untersucht. Es zeigte sich, dass Ikva und Rabnitz nicht über die notwendigen Wassermengen verfügen und es darüber hinaus zu einer Verschlechterung der Wasserverfügbarkeit in den Perioden kommt, in denen eine Dotation voraussichtlich am nötigsten ist. Lediglich die Abflussverhältnisse der Raab (die als optionale Dotationsroute über die Rabnitz geführt werden kann) sind ausreichend für eine Dotation. Einschränkungen der Wasserverfügbarkeit aus der Raab stammen aus gesetzlichen Vorgaben. So eine Ableitung bei Abflüssen $< 12 \text{ m}^3/\text{s}$ (Messpegel Sarvar, Ungarn) nicht gestattet. Abflüsse $< 12 \text{ m}^3/\text{s}$ werden

in Sarvar mit 80% Wahrscheinlichkeit nicht unterschritten (Reihe 1956-2009). Dagegen wird eine Wasserentnahme mit 10% Wahrscheinlichkeit zwischen Juli und November unmöglich. Statistisch wird der kritische Abfluss in 37 Tagen pro Jahr unterschritten. Die Ergebnisse zeigen, dass eine ganzjährige Dotation mit $1 \text{ m}^3/\text{s}$ im Fall einer maximalen Dotation nicht praktikabel ist. Dagegen kann die maximale Dotation mit erhöhten Abflüssen, etwa $2 \text{ m}^3/\text{s}$ oder $4 \text{ m}^3/\text{s}$ (über einen reduzierten Zeitraum) durch Raabwasser garantiert werden. In Jahren geringer Abflüsse kann es dennoch zu starken Einschränkung der Wasserverfügbarkeit kommen. Im Jahr 1978 wurde beispielsweise nur in 66% der Tage die kritische Abflussmenge von $12 \text{ m}^3/\text{s}$ überschritten. Eine in Klimaszenarien vorhergesagte mögliche Abflussreduktion der Raab von etwa 5% führt zu nur geringen zusätzlichen Restriktionen.

Das Ranking der verschiedenen Dotationsvarianten (inklusive Donauuferfiltrat, für das stellvertretend Daten des Donauoberflächenwassers von Hainburg („worst case“) herangezogen wurde), zeigt eine bessere Eignung von Donauwasser und Raabwasser gegenüber Rabnitz und Ikva. Letztere ist insbesondere aufgrund hoher Orthophosphat Konzentrationen und einer hohen Keimbelastung für eine Dotation ungeeignet. Auch die Rabnitz weist erhöhte Gesamtposphor Konzentrationen und ebenfalls eine erhöhte Keimbelastung auf, jedoch findet sich hier kein expliziter Ausschlussgrund. Hinsichtlich der allgemeinen chemisch physikalischen Parameter eignet sich Donauwasser besser (z.B. geringere Phosphorkonzentrationen). Bei den seespezifischen Ionen, die auf einen Schutz des Sodacharakters ausgelegt sind, eignet sich Raabwasser besser als das des Donauuferfiltrats. Bei der Verwendung von Raabwasser zur Dotation wäre in Folge die toxische Wirkung von 1,5-Naphthalindisulfonat, das mit dem Dotationswasser in den See gelangen würde, genau zu untersuchen. Grundsätzlich ergaben Abschätzungen zum Anreicherungsverhalten von „neuen Stoffen“ auf Grundlage der Dotationsszenarien, das unter „worst case“ Annahmen (kein Abbau, keine Adsorption und keine Bioakkumulation) für die wässrige Phase mit einem mittleren Anreicherungsfaktor von 1 und in extremen Situationen von 4 zu rechnen ist, was bedeutet, dass die Konzentrationen im See maximal um den Faktor 4 höher sein können als die Konzentrationen im Dotationswasser.

3.3.2 Stoffbilanzen

Monatliche Stoffbilanzen wurden für die Parameter Chlorid und Natrium (inerte Salze) sowie für Calcium und Phosphor aufgestellt. Hier werden stellvertretend die Stoffbilanzen für die Parameter Chlorid und Phosphor vorgestellt.

Es zeigt sich, dass der dominante Chlorid Eintrag über die Wulka erfolgt. Die Anteile der Chlorid Frachten aus den Kläranlagen sind ebenfalls bedeutend, nehmen aber ab 2000 stark ab. Die Variation der Chlorid Frachten von 100 bis > 800 t/Monat stammt aus der Variabilität der Wulka Abflüsse.

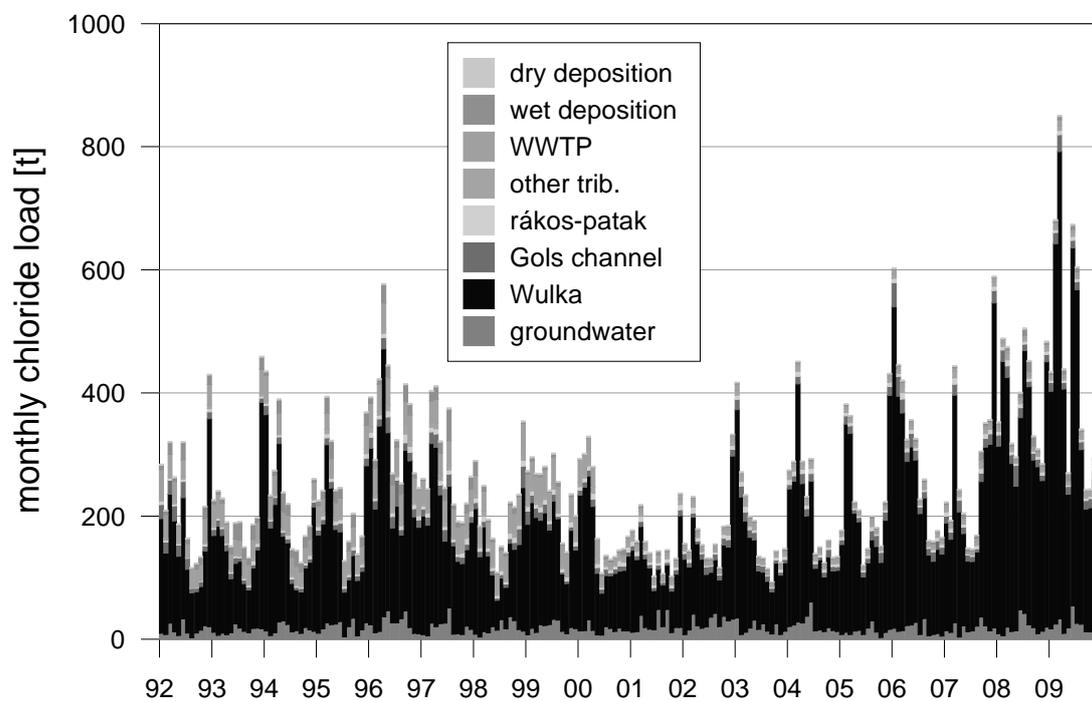


Abbildung 8: Monatliche Chlorid Frachten [t] in den Neusiedlersee von 1992-2009.

Vergleicht man die Summe der mittleren jährlichen Chlorid Einträge mit denen der mittleren jährlichen Verluste über den Einserkanal (hier nicht dargestellt) für 1992-2009, steht ein mittlerer jährlicher Verlust von 4000 t/a einem mittleren jährlichen Zugewinn von 3000 t/a gegenüber. Dabei wirkt sich insbesondere die Periode von 1996-1998 mit ihren hohen Verlusten von fast 47.000 t stark auf die Mittelwertbildung in diesem Zeitraum aus. Wie bereits erwähnt, kommt es darüber hinaus offensichtlich zu flächenabhängigen Verlusten und Zugewinnen, die über einen einfachen Algorithmus im Bilanzierungsansatz implementiert werden konnten.

Die Übereinstimmung von modellierten und gemessenen Chlorid Frachten im Neusiedlersee zeigt für die Perioden 1992-1994 und 2001-2009 eine sehr gute Anpassung. In den Jahren 1996-1997 kommt es dagegen zu einer starken Unterschätzung der Cl Frachten im See durch das Bilanzmodell. Möglicherweise unterlagen zu dem damaligen Zeitpunkt die Abflussmessungen über den Einserkanal bei extremen Wasserständen erhöhten Unsicherheiten (z.B. durch Rückstau oder nahezu ausgeglichene Wasserstände am Überfallwehr) und wurden daher aus der Betrachtung ausgeschlossen. Die gute Übereinstimmung in den übrigen Perioden weist dagegen auf die Validität des Modellansatzes hin.

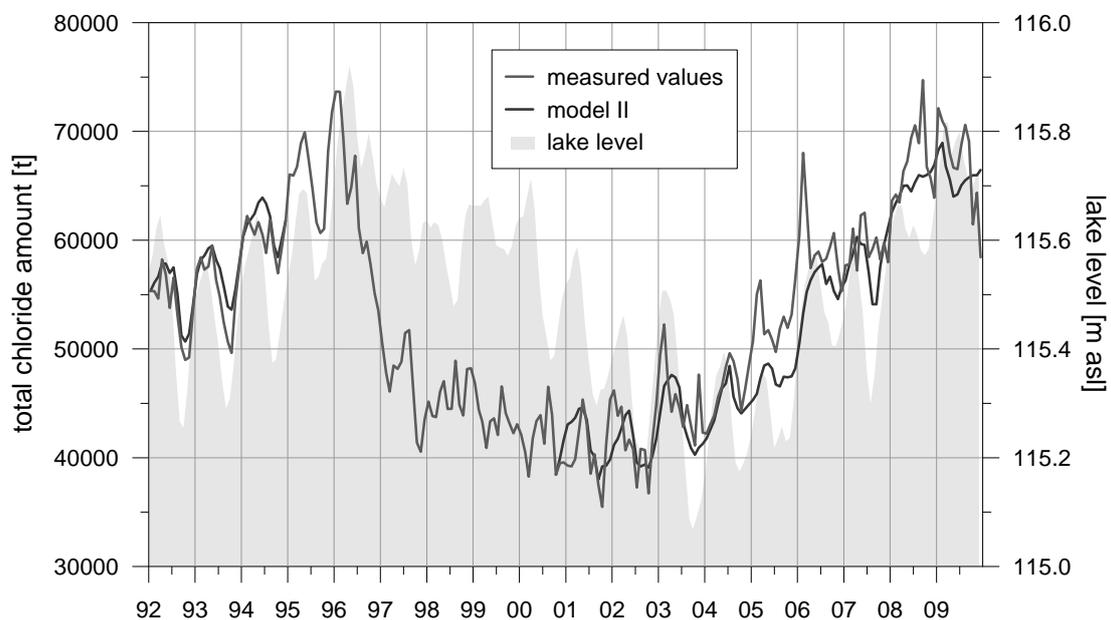


Abbildung 9: Gemessene und modellierte Frachten im See [t]. Im “Modell II B” wurden die Jahre mit hohen Unsicherheiten ausgeschlossen (1995–2000).

Die monatlichen Phosphor Frachten, die in den See gelangen sind in Abbildung 10 dargestellt. Auch hier dominiert die Wulka den Input von Phosphor in den Neusiedlersee maßgeblich. Dabei erklärt die Abhängigkeit des Anteils an partikulär transportiertem P am Gesamt P und die Abflussabhängigkeit dieses Parameters die extreme monatliche Variabilität der P Frachten von 0,1 bis 13 t/Monat. Anders als beim Chlorid sind die Phosphorverluste über den Einserkanal (Hansag channel) marginal und machen im Mittel von 1993-2007 0,6 t/a aus.

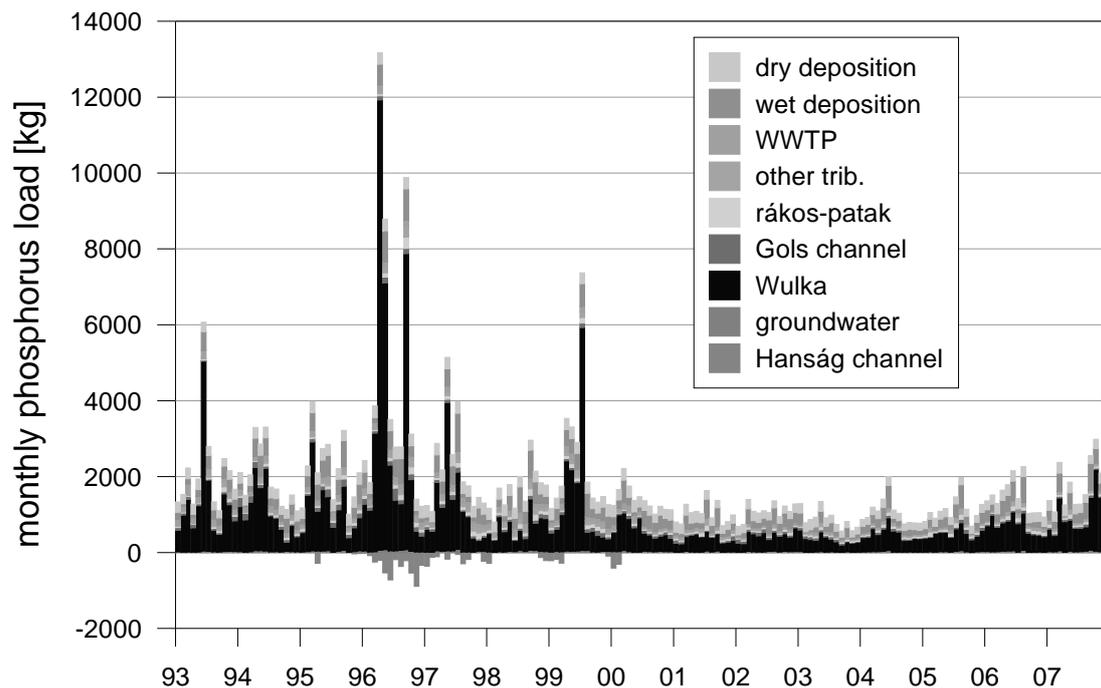


Abbildung 10: Monatliche Phosphor Frachten [t] in den Neusiedlersee von 1993-2007.

Dem stehen mittlere jährlich Inputs von 21,8 t/a gegenüber. Entsprechend kommt es im Mittel zu einer Akkumulation von Phosphor im See von etwa 21 t/a. Eine auf Messwerten ermittelte jährliche Gesamt Phosphorfracht des Sees, die in der Regel zwischen 10 und 20 t/a liegt, verdeutlicht den signifikanten Einfluss der Sedimentation auf die P Stoffbilanz, die zu einer Akkumulation von Phosphor in den Sedimenten des Schilfgürtels und des Sees führt und so einem permanenten Anstieg der Phosphorfrachten und-konzentrationen im Freiwasser entgegenwirkt. Um die Dynamik und Quantität dieses Prozesses zu erfassen, wurden die monatlichen Bilanzergebnisse von den gemessenen Frachten subtrahiert. Dabei ergab sich eine Abhängigkeit der P Sedimentation von der saisonalen Variation der Seewasserstände. Bei niedrigen Wasserständen nimmt die Sedimentation von P deutlich ab, was zu erhöhten P Konzentrationen im Freiwasser führt. Nach ausgeprägten Trockenphasen und erneutem Wiederanstieg der Wasserstände zeigt sich zudem in den Bilanzen eine deutliche interne Freisetzung von Phosphor. Dies ist auf Remobilisierung aus den zuvor trockengefallenen Bereichen (meist Schilfgürtel) zurückzuführen. Bei zunehmenden Wasserständen (und einer Zunahme der wasserbedeckten Fläche) kommt es dagegen zur Sedimentation größerer Mengen von Phosphor. Der Verlust erhöhter Phosphormengen und ein großes Wasservolumen führen zu geringeren P Konzentrationen in der Wassersäule. Die wasserstandsabhängige

Sedimentation von P wird über eine einfache flächenabhängige Transferfunktion in den Bilanzierungsansatz von P integriert und ermöglicht eine Abbildung des Systemverhaltens.

3.3.3 Klimawandelbasierte Bilanzszenarien

Auf Grundlage der Bilanzmodelle und der klimawandelbasierten Wasserbilanzen wurden Bilanzszenarien entwickelt. Dabei wurde die Verfügbarkeit des gesamten Wasservolumens als Verdünnungspotenzial vorausgesetzt. In Abbildung 11 werden die Ergebnisse des Szenarios 0* (Klimawandel ohne Dotation, alte Wehrbetriebsverordnung) für Chlorid in 50 jährigen Reihen mit Überschneidung (Jahr 1-50, 21-70, 41-90 ... 421-471, 441-491) dargestellt.

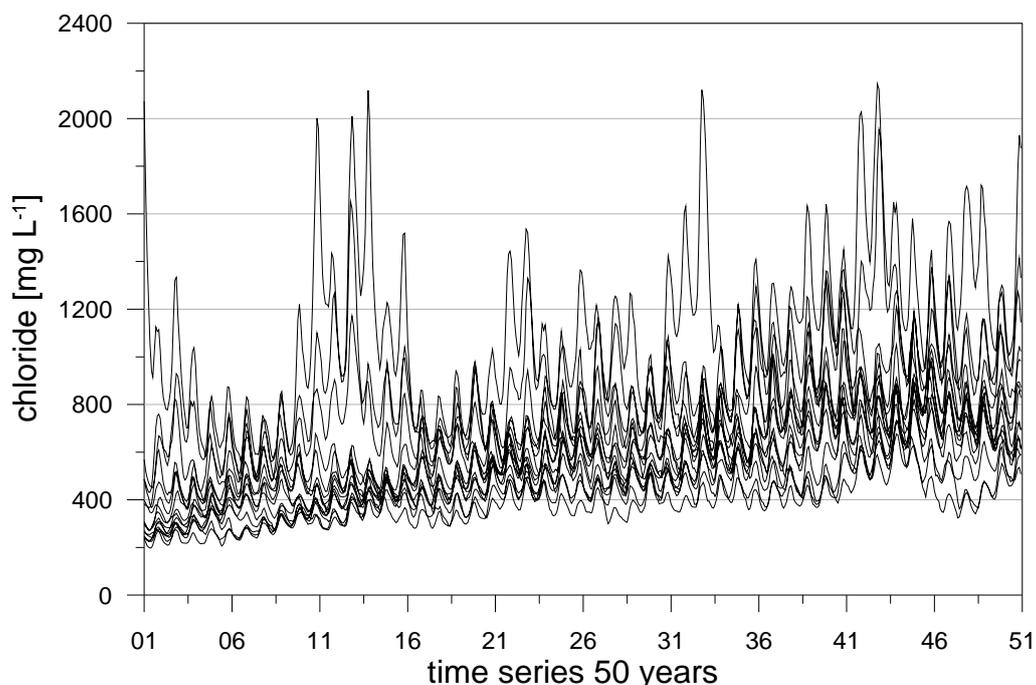


Abbildung 11: 50 jährige Zeitserien der Cl Konzentrationen [mg L^{-1}], Szenario 0*; Serien extremer Konzentrationen $>2500 \text{ mg L}^{-1}$ ausgeschlossen.

Die Szenariobetrachtung weist für alle 23 Jahreszeitserien einen deutlichen Anstieg der Chlorid Konzentration im Neusiedlersee aus. Unter den getroffenen Annahmen zum Klimawandel dürfte es demnach ohne Dotation zu einer erheblichen Aufkonzentration nahezu inerter Salze wie Cl oder Na kommen. Dies wird auch deutlich, wenn man die monatlichen Ergebnisse verschiedener Szenariovarianten mit der Zeitserie von 1992-2007 vergleicht. Dabei stellt

Szenario 0*, wie bereits erwähnt, den Einfluss des Klimawandels bei alter Wehrbetriebsverordnung und ohne Dotation dar. Szenario 0 berücksichtigt dagegen die neue Wehrbetriebsverordnung und die Szenarien 1-3 beschreiben die Auswirkungen des Klimawandels auf die Chloridentwicklung im Neusiedlersee bei neuer Wehrbetriebsverordnung und verschiedenen Dotationsvarianten (Variation von Zuflussraten und wasserstandsabhängigen Start- und Endpunkten).

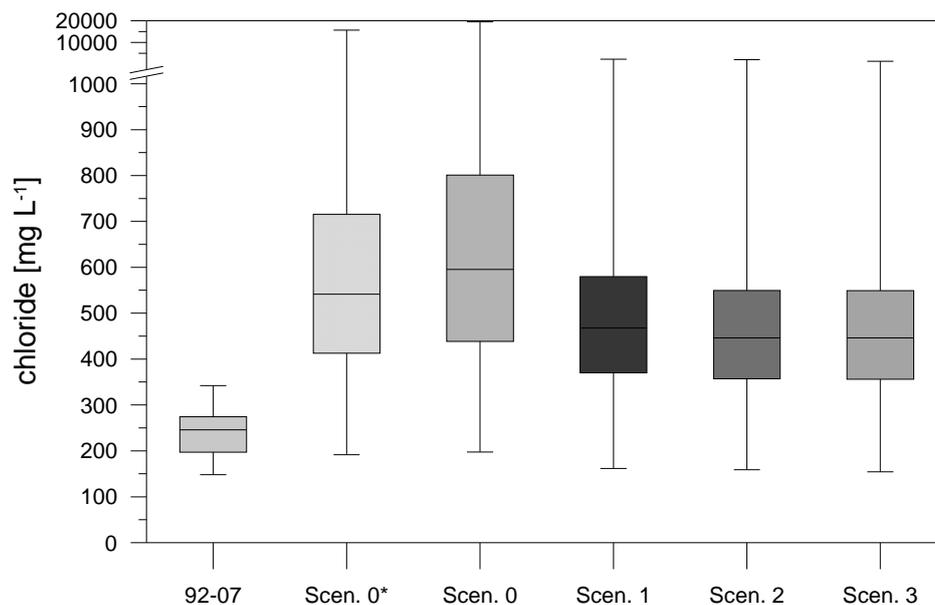


Abbildung 12: Box-plots von Szenario Chlorid Konzentrationen [mg L^{-1}] der 50 jährigen Zeitserien.

Es zeigt sich, dass die weitere Optimierung der Wehrbetriebsverordnung, die zu geringeren Ableitungen über den Einserkanal führt, eine weitere Konzentrationsaufhöhung gegenüber der alten Wehrbetriebsverordnung bewirkt. Eine Dotation (unabhängig in welcher Variante praktiziert) führt dagegen zu einer deutlichen Verringerung der Aufkonzentration, wobei noch immer signifikant erhöhte Chlorid Konzentrationen (etwa eine Verdopplung) für den Neusiedlersee zu erwarten sind. Eine klimawandelbedingte Erhöhung der Temperaturen führt zu einer verstärkten Evapotranspiration, was bei leicht abnehmenden Niederschlägen eine Aufkonzentrierung von Cl und Na bewirkt. Diese wird durch erhöhte Auslässe (Ausdünnung) gemindert, welche sich insbesondere im Falle einer Dotation mit Fremdwasser erhöhen.

Die Ergebnisse belegen, dass der Klimawandel in dem verwendeten Szenario eine deutliche Erhöhung der Chlorid Fracht im Neusiedlersee bewirkt, die den

ursprünglichen Bedingungen vor den künstlichen Ausleitungen über den Einserkanal ähneln dürfte. Damit mindert die potenzielle zukünftige Güteentwicklung im See das bislang als prioritär beschriebene Risiko der Ausdünnung durch eine Dotation.

Anders als für Chlorid und Natrium ist eine repräsentative Modellierung der Phosphor Frachten im Neusiedlersee unmöglich. Zu komplex sind die verschiedenen Freisetzungs- und Retentionsprozesse und zu vielfältig die einflussnehmenden Parameter. Aus diesem Grund wurden zunächst die zu erwartenden P Frachten im See bei unterschiedlichen Szenarien mit berechneten Frachten vergangener Perioden verglichen. Die berechneten P Frachten stammen dabei aus Perioden, die für den Neusiedlersee unter dem Aspekt der Eutrophierung als unproblematisch gelten und somit einen Bereich weitgehend zulässiger P Frachten repräsentieren.

Tabelle 2: Statistische Kennwerte jährlicher P Frachten in den Neusiedlersee [t] bei unterschiedlichen Szenarien.

	93-99	00-07	Szen. 0	Szen. 1		Szen. 2		Szen. 3	
				Dot.	tot	Dot.	tot	Dot.	tot
N	7	8	500	500		500		500	
mean [t]	29.5	15.2	16.1	0.9	17.6	1.0	17.9	1.0	17.9
min [t]	20.0	10.5	3.7	0.0	7.2	0.0	8.1	0.0	7.4
25%-Quantil [t]	24.7	12.7	13.1	0.0	14.8	0.0	15.3	0.0	15.4
median [t]	26.5	13.3	16.0	0.0	17.4	0.1	17.7	0.0	17.7
75%-Quantil [t]	27.7	17.0	19.1	0.8	20.1	1.2	20.4	1.6	20.3
max [t]	54.8	24.7	27.0	4.7	28.2	4.7	28.5	9.4	28.3

Grundsätzlich zeigt sich eine leichte Erhöhung der Frachten durch den Klimawandel (Szenario 0) gegenüber dem Ist-Zustand (2000-2007), die nicht durch die Quantifizierung von Klimawandel induzierten Prozessen, sondern durch die Mittelwertbildung langjähriger Datenreihen zustande kommt. In den Dotationsszenarien (Szenario 1-3) kommt es nur zu einer geringen Erhöhung der P Fracht im Neusiedlersee gegenüber dem Szenario Klimawandel ohne Dotation. Die Ergebnisse verdeutlichen, dass der Einfluss der Dotation unter Annahme einer schnellen Einmischung in das gesamte Wasservolumen des Sees nur zu geringen Einflüssen auf den P Haushalt im Neusiedlersee führen dürfte, die deutlich unter den mittleren Bedingungen der 1990er Jahre liegen. Darüber hinaus mindert eine Dotation im Vergleich zu keiner praktizierten Dotation die Wahrscheinlichkeit hoher TP Konzentrationen (>100µg/l), da sie niedrige

Wasserstände vermeidet und eine effektive Festlegung von P durch Sedimentation (vorwiegend im Schilfgürtel) ermöglicht.

3.3.4 Lokaler Einfluss einer Dotation

Während eine Dotation von Donauuferfiltrat in das ausgedehnte Nordbecken des Neusiedlersees erfolgen würde, betreffe eine Dotation mit Raabwasser zunächst das Südbecken. Dieses macht nur 10% des Gesamtwasservolumens aus, wobei ein Großteils als Nationalpark ausgewiesen ist. Der Einfluss einer Dotation auf das Ökosystem des Neusiedlersees wurde bislang nur unter der Annahme durchgeführt, das das Gesamtwasservolumen als Verdünnungspotenzial zur Verfügung steht. Dies trifft für Einleitungen an günstigen Stellen des Nordbeckens (Wasservolumen von 85%) auch weitgehend zu.

Die Ermittlung des Einmischungsverhaltens bei normalen Windbedingungen und einer südlichen Einleitung (Abbildung 13) zeigen, dass sich nach einem Dotationszeitraum von 120 Tagen für das Südbecken dramatische Konsequenzen ergeben können. Das ursprüngliche Seewasser des Südbeckens wird weitgehend in das Nordbecken verdrängt. Dagegen reichert sich das Dotationswasser im Südbecken an. Nach 120 Tagen wird das Südbecken zu über 75% von Dotationswasser dominiert. Weniger als 20% des Dotationswassers gelangt dagegen nach 120 Tagen zur Einmischung in das Nordbecken (geringer Austausch durch den Engpass zwischen Nord- und Südbecken). Damit kann sich kurz- bis mittelfristig in den beiden Becken ein komplett unterschiedlicher Wasserchemismus mit extremen physikalischen und chemischen Gradienten im Seeökosystem ausbilden. Darüber hinaus nimmt der Einfluss der Dotation, der bezogen auf das Gesamtwasservolumen des Sees moderat ausfällt, für das Südbecken etwa um eine Größenordnung zu und Risiken wie Eutrophierung, Sedimentation und die Veränderung des Sodacharakters erhöhen sich deutlich.

Die Ergebnisse belegen, dass von einer Dotation des Neusiedlersees über das Südbecken unter den jetzigen Bedingungen dringend abzuraten ist. Erst Maßnahmen, die das Einmischungspotenzial mit dem Gesamtseewasservolumen deutlich verbessern würden, machen eine Dotation über das Südbecken möglich.

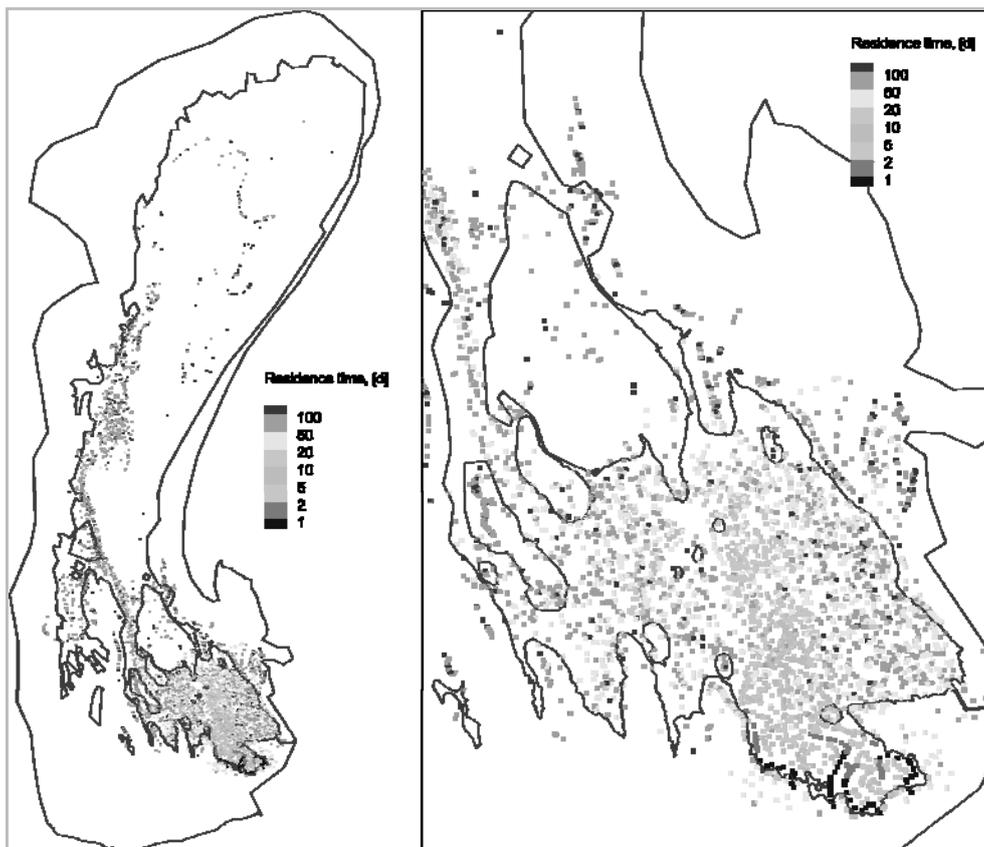


Abbildung 13: Typische Verteilung von Partikeln im See (links) und in der Madárvárta Bay/Silbersee (rechts) nach 120 tägiger Dotation. Jeder Punkt repräsentiert ein Einleitungsvolumen $V = 3600 \text{ m}^3$; Graustufen repräsentieren Aufenthaltszeiten (Quelle: Kramer in Zessner et. al., 2012).

3.4 Risikoanalyse

Das verwendete Klimaszenario zeigt, dass es in Zukunft zu einer deutlichen Zunahme niedriger Wasserstände des Neusiedlersees kommen kann. Diese können, wenn politisch gewollt, durch Dotation von Fremdwasser weitgehend vermieden werden. Unter dem Aspekt der Wasserverfügbarkeit wäre die Raab eine geeignete Dotationsvariante. Eine Dotation mit Fremdwasser bedeutet jedoch in jedem Fall eine Beeinflussung des Ökosystems. Diese Beeinflussung kann je nach Gewichtung und Intensität in einer Analyse als ein unterschiedlich stark ausgeprägtes Risiko dargestellt werden. Die in Tabelle 3 aufbereitete Risikoanalyse ist das Resultat von Literaturstudien, eigenen Erhebungen und Expertenwissen und ist ausschließlich auf die Veränderbarkeit der Gewässergüte ausgerichtet.

Tabelle 3: Risikoanalyse verschiedener Dotationsvarianten; ernstes Risiko = (5); gesteigertes Risiko (4); mittleres Risiko (3); kleines Risiko (2); minimales Risiko (1); kein Risiko (0).

Quelle	Einleitungsart	Nährstoffe	Hauptionen*	Verlandung	Mikroschadstoffe	Bakterielle Verunr.	Lokaler Einfluss
Raab+	direkt	3	2	4	3	2	5
Rabnitz	Kanäle	2	2	3	2	2	5
	Schilfgürtel	2	2	3	2	1	5
Raab+	direkt	5	2	4	4	5	5
Rabnitz + Ikva	Kanäle	5	2	3	3	4	5
	Schilfgürtel	5	2	2	3	3	5
Donaufiltrat	direkt	1	3	3	1	0	2
	Kanäle	1	3	3	1	0	2
	Schilfgürtel	1	3	3	1	0	1

*Hinsichtlich Ausdünnung und Veränderungen der Ionenverhältnisse (Ca:Na; Mg:Na)

Die Einleitungsart kann im Fall einer Dotation über den Schilfgürtel und seine Kanäle zwar partikulär transportierte Frachten deutlich mindern, genaue Kenntnisse über das Belastbarkeitspotenzial des Schilfgürtels bestehen dagegen nicht, so dass keine Aussage über die Nachhaltigkeit einer solchen Maßnahme getroffen werden kann. Eine Dotation unter Beteiligung von Ikwawasser (praktikable Zuleitung zum Einserkanal) beinhaltet ein ernsthaftes Risiko (Eutrophierung) und ist daher zu vermeiden. Das Risiko einer Beeinflussung des Sodacharakters ist am höchsten bei Dotation mit Donauuferfiltrat. Da der Klimawandel unter den hier vorausgesetzten Randbedingungen jedoch zu einer starken Aufkonzentration inerter Salze führt, wird nur ein mittleres Risiko gesehen. Ebenso verhält es sich mit dem generellen Argument der Aussübung durch Ausleitungen (die sich naturgemäß bei hohen Zuleitungen erhöhen). Auch hier wirkt der Effekt des Klimawandels mit einer generellen Aufkonzentration als Regulativ. Dagegen wird das Risiko der Sedimentation für alle Variationen auftreten. Diese kommt durch i) partikuläre Stoffe ii) Sedimentation von Mg,Ca(CO₃) und iii) den unvollständigen Abbau der organischen Substanz zustande. Dabei ist das Risiko durch partikuläre Stoffe vom Raab System höher als vom Donauuferfiltrat, wohingegen die Zunahme der Sedimentation von Mg,Ca(CO₃) und durch einen pH bedingten Rückgang des Abbaus bei einer Dotation mit Donauuferfiltrat höher ist. Insgesamt ist eine Quantifizierung des

Einflusses von Klimawandel und Dotation auf die Sedimentation aufgrund vielfältiger Einflussfaktoren sehr schwierig.

Ein ernstes nicht tolerierbares Risiko für das Ökosystem stellt die lokale Beeinflussung des Südbeckens bei Dotation aus dem Raab System dar. Hier kommt es zu signifikanten Störungen der Wassergüte des Südbeckens und des gesamten Ökosystems, was durch den limitierten Wasseraustausch zwischen Süd- und Nordbecken verursacht wird. Unter diesem Aspekt wäre eine Dotation durch Donauuferfiltrat aus dem Norden vorzuziehen, oder es wären Maßnahmen notwendig, die den Wasseraustausch von Nord- und Südbecken deutlich verbessern würden.

Grundsätzlich muss klar sein, dass jede Dotation mit Fremdwasser zu einer Veränderung des Ökosystems Neusiedlersee führen wird. Die Auswirkungen sind schwer vorhersehbar, können meist nur als Trends abgebildet werden und unterliegen hohen Ungenauigkeiten. Unter Berücksichtigung der vielfältigen gekoppelten und rückgekoppelten Systeme im See muss bei Umsetzung eines solchen Unternehmens mit unvorhersehbaren Folgen gerechnet werden, so dass ein intensives Monitoringprogramm im Sinne eines Frühwarnsystems für Fehlentwicklungen eine unbedingte Vorbedingung darstellt.

4 Literatur

- Ágoston-Szabó, E., Dinka, M., Némedi, L., Horváth, G. (2006): Decomposition of *Phragmites australis* rhizome in a shallow lake. – *Aquatic Botany* 85: 309-316.
- Blaschke, A.P., R. Merz, J. Parajka, J.L. Salinas und G. Blöschl (2011) Auswirkungen des Klimawandels auf das Wasserdargebot von Grund - und Oberflächenwasser. *Österr. Wasser- und Abfallw.* 63/1-2 31-41.
- Blöschl, G. W. Schöner, H. Kroiß, A. P. Blaschke, R. Böhm, K. Haslinger, N. Kreuzinger, R. Merz, J. Parajka, J. L. Salinas, A. Viglione (2011a) Anpassungsstrategien an den Klimawandel für Österreichs Wasserwirtschaft - Ziele und Schlussfolgerungen der Studie für Bund und Länder. *Österr. Wasser- und Abfallw.* 63/1-2 1-10.
- Blöschl, G., A. Viglione, R. Merz, J. Parajka, J. L. Salinas und W. Schöner (2011b) Auswirkungen des Klimawandels auf Hochwasser und Niederwasser. *Österr. Wasser- und Abfallw.* 63/12 21-30.
- Böhm R, Auer I, Schöner W, Ganekind M, Gruber C, Jurkovic A, Orlik A, Ungersböck M, (2009) Eine neue Website mit instrumentellen Qualitäts-Klimadaten für den Großraum Alpen zurück bis 1760. *Wiener Mitteilungen* 216: 7–20

- Borsodi, A. K., Micsinai, G., Kovacs, E., Toth, M., Schumann, P., Kovacs, A. L., Boddi, B., and Marialigeti, K. (2003): *Pannonibacter phragmitetus* gen. nov., sp nov., a novel alkalitolerant bacterium isolated from decomposing reed rhizomes in a Hungarian soda lake. *Int. J. Syst. Evol. Microb.*, 53, 555–561.
- Borsodi, A., Micsinai, A., Rusznyak, P., Vladar, G., Kovacs, E., Toth, M., and Marialigeti, K. (2005): Diversity of alkaliphilic and alkalitolerant bacteria cultivated from decomposing reed rhizomes in a Hungarian soda lake. *Microb. Ecol.*, 50, 9–18.
- Dittrich, M., O. Gabriel, C. Rutzen, R. Koschel (2011): "Lake restoration by hypolimnetic Ca(OH)₂ treatment: Impact on phosphorus sedimentation and release from sediment"; *Science of the Total Environment*, 409, 8; S. 1504 - 1515.
- Donabaum, G. und K. Wolfram (2007): *Stoffbilanz Neusiedler See 1992-2005*. Technisches Büro für Ökologie.
- Krachler, R., 2006. *Neusiedler See – Ökodynamische Rehabilitierung: Wasserchemische Aspekte*. Forschungsprojekt des Österreichischen Naturschutzbundes Landesgruppe Burgenland. Im Auftrag des Amtes der Bgld. Landesregierung, Landeswasserbaubezirksamt Schützen am Gebirge. Wien, 49 pp.
- Krachler, R.F., Krachler, R., Stojanovic, A., Wielander, B., and Herzig, A. (2009): Effects of pH on aquatic biodegradation processes. *Biogeosciences Discuss.*, 6, 491-514.
- Krámer, T. (2006): *Solution-adaptive 2D modelling of wind-induced lake circulation*. PhD Thesis, Budapest University of Technology and Economics, p.185.
- Kreuzinger, N., Kroiss, H. (2011) *Klimawandel, qualitative Aspekte der Wasserwirtschaft und Nutzungsaspekte Österr. Wasser- und Abfallw.* 63/1-2 42-51
- Kubu et al. (2009): *Auswirkungen einer Klimaänderung auf den Wasserhaushalt des Neusiedler Sees Endbericht* pp.33.
- LAWA (2009) *Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser in Deutschland, Entwurf eines LAWA-Strategiepapiers "Klimawandel - Auswirkungen auf die Wasserwirtschaft" gem. TOP 7.1 der 135. LAWA-Vollversammlung in Saarbrücken März 2008*
- Lebensministerium (2011) *ZAMG/TU-Wien Studie - Anpassungsstrategien an den Klimawandel für Österreichs Wasserwirtschaft. Endbericht*. Lebensministerium. <http://www.lebensministerium.at/wasser/wasser-oesterreich/herausforderungen/klimawasser.html>
- Plattner, J., 2004: *Bericht Ökodynamische Rehabilitierung des Neusiedler Sees - Hydrologie -Quantität*. Bericht, Dipl. Ing. Josef Plattner, Zivilingenieur f. Kulturtechnik u. Wasserwirtschaft, Wien.
- Schöner, W., R. Böhm und K. Haslinger (2011) *Klimaänderung in Österreich - hydrologisch relevante Klimatelemente*. Österr. Wasser- und Abfallw. Dieses Heft.
- Semenov, M., R. Brooks, E. Barrow, and C. Richardson, 1998: Comparison of the WGEN and LARS-WG stochastic weather generators in diverse climates. *Clim. Res.*, 10, 95–107.
- Wolfram, G., K. Donabaum, M. Dokulil, A. Farnleitner, H. Gassner, A. Kirschner, N. Kreuzinger, E. Miksch, E. Nemeth, K. Pall, M. Richter & M. Salbrechter, 2004. *Ökologische Machbarkeitsstudie „Dotation Neusiedler See“*. Gutachten im Auftrag

des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, und des Amtes der Burgenländischen Landesregierung, Abt. 9 – Wasser- und Abfallwirtschaft, 243 pp.

ZAMG/TU-Wien Studie (2011) Anpassungsstrategien an den Klimawandel für Österreichs Wasserwirtschaft. Endbericht. Lebensministerium.

Zessner et al. (2012): Lake Neusiedl - Ecodynamic Rehabilitation, Considerations on the Water Quality of River Rába. Draft Final Report.

Korrespondenz an:

Norbert Kreuzinger
Oliver Gabriel

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft, TU-Wien
Karlsplatz 13/226, 1040 Wien

Tel: +43 (0)1 58801-22622

E-Mail: norbkreu@iwag.tuwien.ac.at

Tel: +43 (0)1 58801-22615

E-Mail: ogabriel@iwag.tuwien.ac.at

Die Kläranlage 2050

Helmut Kroiss

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft

Abstract: Die Abwasserreinigung wird auch im Jahre 2050 noch ein elementares Bindeglied zwischen den Abwasserableitungssystemen und dem Gewässerschutz darstellen. In Österreich werden die meisten Kläranlagen bis 2050 das Ende ihrer Lebensdauer erreicht bzw. weit überschritten haben. Weltweit sind bis dorthin noch Siedlungswassersysteme für ca. 6 Milliarden Menschen neu zu errichten. Für Innovationen gibt es also enorme Anreize.

Die Anforderungen an den Gewässerschutz werden komplexer werden, weil ein verbesserter Schutz der menschlichen Gesundheit (Trinkwasser, Badegewässer) und eine möglichst ungestörte Entwicklung der „natürlichen“ Gewässerbiozöten angestrebt werden. Weltweit sind bereits heute Entwicklungen im Gange, die mit der Kreislaufführung des Abwassers als Nutz- oder Trinkwasser, der Nutzung der Wertstoffe im Abwasser und der Klärschlamm Entsorgung in Zusammenhang stehen und zu neuen Anforderungen an die Abwasserreinigung führen. Sie werden von den Folgen des Wachstums der Weltbevölkerung und der gleichzeitig auftretenden rasanten Verstädterung bestimmt, die beide Ressourcenengpässe nicht nur für Wasser verursachen werden.

Es ist zu erwarten, dass Maßnahmen an den Quellen des Abwassers an Bedeutung gewinnen, die zu einer Änderung der Abwasserinhaltsstoffe führen. Solche Maßnahmen können sein: Trennung und separate Behandlung von Urin und allenfalls auch der Faeces beginnend bei der Toilette; separate Ableitung und Reinigung des Grauwassers; separate Behandlung von Spitals- und Industrieabwässern mit gefährlichen Inhaltsstoffen, Änderung von Ernährungsgewohnheiten und medikamentöser Therapie; Verbote der Erzeugung von gewissen Chemikalien und Pharmazeutika; die Entwicklung von neuen Abwasserableitungssystemen für Schmutz- und Regenwasser. Alle diese Maßnahmen haben Auswirkungen auf die Abwasserzusammensetzung und die Kläranlagentechnik. Auch die verbesserte Nutzung der Wertstoffe (P, N, Spurenelemente) im Abwasser, die Minimierung des Energiebedarfes für die Abwasserreinigung sowie die Klärschlammbehandlungs- und Entsorgungstechnik werden die Kläranlagentechnik beeinflussen. In jedem Falle wird die Entwicklung der Energiekosten und der nachhaltigen Versorgung eine entscheidende, aber nicht vorhersagbare Rolle spielen.

Gereinigtes Abwasser wird vermutlich weiterhin in Oberflächengewässer eingeleitet werden, aus denen wieder Nutz- und Trinkwasser gewonnen wird. Jedenfalls wird der Zusammenhang zwischen Abwasserentsorgung und Trinkwasserversorgung erheblich an Bedeutung gewinnen. Die chemische Analytik für Wasserinhaltsstoffe und die Analyse ihrer Wirkung für Mensch und Umwelt werden empfindlicher und aussagekräftiger werden. Daraus entwickeln sich schon heute neue Aufgaben für die Abwasserreinigung und Trinkwasseraufbereitung, die durch den Einsatz physikalisch-chemischer Reinigungsverfahren (Membrantrenntechnik, Oxidationsverfahren, Adsorptionsverfahren etc.) gelöst werden können.

In jedem Falle wird die Entwicklung der Kläranlagentechnik insbesondere für die Ballungsgebiete bis 2050 noch deutlich stärker in neue Konzepte der Siedlungswasserwirtschaft integriert werden und sehr stark von der jeweiligen Situation am Standort der Kläranlagen und den ihnen zugeordneten Funktionen abhängen. Mit einer starken Diversifizierung ist zu rechnen, allerdings wird vermutet, dass die biologische Reinigung mit ganzjährig gesicherter Nitrifikation weiterhin eine fundamentale Rolle für den Gewässerschutz spielen wird.

Key Words: Zukunft der Kläranlagentechnik, neue Anforderungen an die Reinigungsleistung, Wiederverwendung von Abwasser und Abwasserinhaltsstoffen, Energieminimierung, Maßnahmen an der Quelle des Abwassers, Auswirkung der Bevölkerungszunahme und der Verstädterung.

1 Einleitung

Technische Entwicklungen gehen häufig sprunghaft vor sich, wie etwa die Vergangenheit der letzten 200 Jahre gezeigt hat und sie haben sich in vielen Bereichen deutlich beschleunigt. Es erscheint daher unzulässig, konkrete Aussagen über die Technik von Kläranlagen im Jahre 2050 zu machen. Der Titel des Vortrages kann also leicht missverstanden werden. Die derzeitige Kläranlagentechnik in den entwickelten Ländern, die überwiegend in den gemäßigten Klimazonen liegen, wurde im Laufe des letzten halben Jahrhunderts zu einem hohen technischen Standard entwickelt. Kläranlagen haben sehr maßgeblich dazu beigetragen, dass die Entfaltung der menschlichen Fähigkeiten mit den aktuellen Anforderungen an den Gewässerschutz kompatibel erscheinen. Diese Rolle der Kläranlagen wird die nächsten Jahrzehnte zwar mit großer Sicherheit erhalten bleiben, allerdings gibt es schon heute eine ganze Reihe neuer Anforderungen an diese Anlagen, die weit über den Gewässerschutz hinausgehen und daher die technische Weiterentwicklung der Kläranlagen deutlich beeinflussen werden.

In Österreich vermuten vor allem Politiker unter dem Zwang die Budgets in Ordnung zu bringen, dass die Kläranlageninfrastruktur weitgehend errichtet ist

und daher bestenfalls erhalten werden muss. Dieser Eindruck ist irreführend. Bis 2050 werden die meisten Kläranlagen in Österreich, ihre bauliche Lebenserwartung überschritten haben, die maschinelle Ausrüstung muss bis dorthin wahrscheinlich zweimal, die Mess- und Regeltechnik wahrscheinlich mindestens 3-mal erneuert werden. Weltweit müssten bis 2050 Kläranlagen für ca. 6 Milliarden Menschen, die überwiegend in Ballungsgebieten leben werden, neu errichtet werden und das in vielen Regionen, wo die begrenzte Verfügbarkeit von Wasser zur treibenden Kraft für die Entwicklung neuer urbaner Wassersysteme wird. Kläranlagen werden viele neue Aufgaben übertragen bekommen und in völlig neuer Art in die Wasserinfrastruktur der Siedlungsgebiete integriert werden müssen. Es ist weltweit mit starkem Druck auf Neuentwicklungen im Bereich der Wasserinfrastruktur zu rechnen, der die sektorale Betrachtung in Trinkwasserversorgung, Abwasserableitung, Abwasserreinigung, Gewässerschutz, Kreislaufwirtschaft für Wasser und Abwasserinhaltsstoffe durch eine integrale ersetzen wird. Damit wird die Kläranlagentechnik je nach den spezifischen lokalen klimatischen, ökonomischen und ökologisch-sozialen Bedingungen angepasst werden müssen. Dies wiederum wird einen globalen Entwicklungsschub auslösen, der auch auf alle Länder wirken wird, die mit der bestehenden Technik bisher sowohl ökonomisch als auch ökologisch sehr erfolgreich waren.

Kläranlagen, bei denen über 40 Jahre keine technische Entwicklung stattfindet, werden aus vielen Gründen auch ihre Funktion für den Gewässerschutz nicht mehr erfüllen können. Ob sprunghafte Neuentwicklungen zu erwarten sind oder eine quasi kontinuierliche Weiterentwicklung kann für diesen Zeitraum nicht prognostiziert werden. Allerdings kann damit gerechnet werden, dass die Innovationen im Bereich des Wassermanagements sehr stark aus Ländern und Regionen kommen wird, die eine riesigen Nachholbedarf haben und wo die Wasserprobleme zum begrenzenden Faktor der wirtschaftlichen und gesellschaftlichen Entwicklung werden oder bereits geworden sind (China, Indien, Afrika, Südamerika). Der enge Zusammenhang zwischen Ernährungssicherung und Wassermanagement (virtuelles Wasser) hat auch eine starke globale Komponente, weil in zunehmendem Maße das regionale Wasserdargebot nicht ausreicht um die Nahrungsproduktion ebenfalls regional zu sichern. Bei vielen Ballungsgebieten Megacities ist schon heute auch in wasserreichen Regionen die Konkurrenz um das Wasser zwischen Landwirtschaft und Siedlungswasserwirtschaft ein schwer zu lösendes Problem geworden, das sicher noch an Bedeutung zunehmen wird (Kroiss 2010).

In den folgenden Kapiteln wird daher keine Prognose der technischen Entwicklung versucht, sondern nur eine gewagte Analyse jener neuen Anforderungen, die für die Entwicklung aus heutiger Sicht als relevant eingeschätzt werden. Der Rückblick auf die vergangenen 40 Jahre kann dabei insofern hilfreich sein, als er zeigt, dass Änderungen des Bewusstseins der Menschen eine Entwicklung beschleunigt in Gang setzen können, die vorher kaum prognostizierbar war und schließlich sehr erfolgreich umgesetzt wurde. Der Zeitraum für eine wirksame Umsetzung des Gewässerschutzes durch Kläranlagen hat etwa eine Generationsperiode (ca. 30 Jahre) gedauert, ein Zeitraum der auch für langfristig wirksame Veränderungen in anderen Bereichen charakteristisch war (Abfallwirtschaft, EDV-Einsatz). In dieser Periode sind viele Innovationen im Bereich der Abwasserreinigung in die Praxis umgesetzt worden, die aus der Verbesserung der wissenschaftlichen Erkenntnis der komplexen Zusammenhänge, der Technik und der Organisation entstanden sind. Es haben zwar Sprünge in den Anforderungen an die Reinigungsleistung stattgefunden, aber die fundamentale Rolle der biologischen Reinigung für den Gewässerschutz ist durchgehend erhalten geblieben und es gibt keine Anzeichen, dass sich dies ändern wird.

Es ist zu erwarten, dass neue Anforderungen an die Reinigungsleistung von Kläranlagen von neuen Erkenntnissen über den Zusammenhang zwischen anthropogenen Entwicklungen und dem Umweltschutz entstehen werden. Dazu werden die biologischen Verfahren wahrscheinlich keinen entscheidenden Beitrag mehr liefern können.

Interessant ist auch die Langlebigkeit (200 Jahre) der Abwasserableitungssysteme in urbanen Gebieten. Sie kann eigentlich nur durch ein sehr günstiges Kosten-Nutzen-Verhältnis für die gemäßigten Klimazonen und die Dauerhaftigkeit der Kanalbauwerke erklärt werden. Allerdings wird heute intensiv nach neuen Abwasserableitungssystemen gesucht, die vor allem in Neubaugebieten zum Einsatz kommen könnten. Soweit diese neuen Systeme auch eine Veränderung der Abwasserzusammensetzung bewirken, wird auch die Klärtechnik angepasst werden müssen, was für Innovationen günstig ist.

Auch die Verfolgung der Klimaziele, die eng mit der Nachhaltigkeit der Energieversorgung gekoppelt ist, sowie ökonomische Sachzwänge werden als treibende Elemente für die Entwicklung der Kläranlagentechnik wirksam werden.

Alle folgenden Überlegungen gehen davon aus, dass es bis 2050 zu keiner fundamentalen, global wirksamen und länger anhaltenden Krise von Politik und

Wirtschaft kommt, wie sie etwa die 2 Weltkriege verursacht haben. Die Folgen solcher Krisen entziehen sich der Prognostizierbarkeit.

2. Kläranlagen zwischen Abwasserentstehung, Abwasserableitung, Gewässerschutz und Abwassernutzung

Kläranlagen sind Teile einer Verfahrenskette, die bei der Trinkwasserversorgung beginnt und schließlich bei der Ableitung des gereinigten Abwassers in ein Gewässer, oder mit der Wiederverwendung des gereinigten Abwassers endet. Die Ansprüche an die Reinigungsleistung werden zwar auch durch "den Stand der Technik" (beste verfügbare Technik) mitbestimmt, aber auch die Immissionsgrenzwerte für die Charakterisierung der Güte der betroffenen Gewässer treiben die laufende Veränderung des „Standes der Technik“ mit an. Solange der kombinierte Ansatz Grundlage des Gewässerschutzes bleibt, wird eine laufende Weiterentwicklung der Ansprüche an die Reinigungswirkung begünstigt, weil damit die erhöhte Reinigungsleistung für alle Kläranlagen verpflichtend wird, wenn es dazu Verfahren gibt, die auch ökologisch und ökonomisch verträglich sind. Die Beurteilung dieser Verträglichkeit wird sich allerdings räumlich und zeitlich verändern und hängt von vielen anderen Entwicklungen ab.

Schon in naher Zukunft wird in vielen Regionen der Erde und in vielen Ballungsgebieten die Trinkwasserversorgung und Abwasserreinigung in immer engeren Zusammenhang gelangen. Ein gutes Beispiel ist Singapur, wo das gesamte Abwasser nach biologischer Reinigung zu Brauch- und Trinkwasser aufbereitet wird. Die Lage der Stadt erlaubt die Entsorgung der Konzentrate aus der eingesetzten Umkehrosmose in das Meer, was die Kosten der Aufbereitung senkt (ca. 0,3 €/m³ Reinwasser). Für die Kläranlagen ergeben sich allerdings neue Anforderungen an die Qualität des gereinigten Abwassers und der Einsatz von Chemikalien muss mit der Wasseraufbereitung kompatibel sein. Die Kläranlage ist dann nicht mehr am Ende der Abwasserentsorgung sondern in einen Kreislauf des Wassers eingebunden. Jede Trinkwasserversorgung über einen Vollentsalzungsschritt (Umkehrosmose oder Verdampfung) hat zur Folge, dass das Abwasser eine geringere Pufferkapazität aufweist, was bei der Nitrifikation Probleme bereiten kann und nicht mehr einfach durch z.B. Kalkzugabe gelöst werden kann, weil das negative Auswirkungen auf die Aufbereitung mit Membrantechnik haben kann.

Bei der Verwendung des gereinigten Abwassers für die Bewässerung landwirtschaftlicher Nutzflächen treten ganz neue Anforderungen an die Ablaufqualität auf. Einerseits spielen die hygienischen Belange eine ganz wichtige Rolle, um die Gesundheit der Menschen, die in diesen Regionen leben vor Infektionen zu schützen, andererseits will man die Nährstoffe im Abwasser als Dünger nützen. Die Versalzung der Böden spielt dann eine wichtige Rolle, sodass auch eine Teilentsalzung notwendig werden kann. Dort wo die Versalzung durch ausreichende Niederschläge vermieden werden kann, muss wiederum das Abwasser in die Gewässer eingeleitet werden, wo die Nährstoffe und oft auch die mangelhafte Entfernung von Kohlenstoffverbindungen und Spurenstoffen negativ für den Gewässerschutz sind.

Die Frage der Nutzung der Gewässer für die Trinkwasserversorgung hat zwar für Österreich eine geringe Bedeutung, weil kaum eine Querverbindung besteht, das ist aber weltweit gesehen ein Sonderfall. Es wird schon heute zunehmend diskutiert, welche Stoffe im Abwasser auf Kläranlagen und welche bei der Trinkwasseraufbereitung aus abwasserbelasteten Oberflächengewässern eliminiert werden sollten um einen optimalen Schutz von Mensch und aquatischer Umwelt zu erreichen. Dieser komplexe Problemkreis kann hoffentlich bis 2050 gelöst werden, was noch viel Forschungsarbeit mit sich bringen wird, aber sicher deutliche Auswirkungen auf die Reinigungsverfahren auf Kläranlagen haben wird. Die spezifischen örtlichen Bedingungen werden eine immer größere Rolle spielen, weil die Minimierung der Kosten für jede Zieldefinition immer mitgedacht werden muss, was auch einen Motor für Innovationen darstellt. Eine enge Verknüpfung von Water Safety Plan Umsetzung für die Wasserversorgung mit der Umsetzung der Ziele der EU WRRL zum Schutze der aquatischen Biozönosen ist in vielen Regionen zu erwarten und wird auch Auswirkungen auf die Abwasserreinigung haben.

Wie sich verschiedene Maßnahmen bei der Quelle des Abwassers auf den Zufluss zur Kläranlage und damit auch auf dessen Reinigung auswirken, ist Gegenstand des nächsten Kapitels.

3. Maßnahmen an der Quelle: Auswirkungen auf Abwasserab- leitung und –zusammensetzung

Der zentrale und noch relativ junge Ansatz des Ressourcenmanagements ist gekennzeichnet durch die Stoffstromanalyse, die an der Quelle der Stoffströme beginnt und in vielen Fällen zeigt, dass die Vermeidung von Stoffströmen die wirtschaftlichste Möglichkeit ist, Ressourcen zu schonen und die Umwelt zu schützen. Daher haben sich schon viele Forschungsvorhaben damit beschäftigt, wie man die aktuellen mit dem Abwasser verknüpften Stoffströme schon an der Quelle vermeidet. Bis 2050 ist zu rechnen, dass über großtechnische Erfahrung bei unterschiedlichen Randbedingungen und neuen Lenkungsmaßnahmen klar geworden ist, welche Stoffe sinnvollerweise an der Quelle ferngehalten und welche besser auf der Kläranlage aus dem Abwasser entfernt werden sollen. Dabei wird die Ressourcenschonung eine zunehmende Bedeutung bekommen. Die Abwasserinhaltsstoffe werden nicht mehr nur als „Verschmutzung“ sondern vermehrt auch als Ressource (Wertstoff) erkannt werden.

Phosphor ist als begrenzte Ressource und damit als Wertstoff von regionaler wie globaler Bedeutung in der Wissenschaft schon erkannt. Wie der Phosphor aus unseren Ausscheidungen und auch aus den industriellen und gewerblichen Abwässern je nach den örtlichen Randbedingung am besten zurückgehalten und im Kreislauf geführt werden kann, ist noch nicht geklärt. In jedem Falle werden die Kläranlagen von den Anforderungen an die Schonung der Ressource Phosphor sowohl bei der Abwasserreinigung wie bei der Schlammbehandlung und-entsorgung betroffen sein, man weiß nur noch nicht welche Entwicklungen sich durchsetzen werden.

Die getrennte Ableitung und Sammlung der menschlichen Ausscheidungen in Trenntoiletten und Trockenurinalen sowie die getrennte Ableitung von Grauwasser und Regenwasser zu zentralen und dezentralen Behandlungsanlagen ist Gegenstand vieler Forschungsarbeiten und auch großtechnischer (Versuchs)anlagen. Es gibt noch keinen Beweis, dass in den gemäßigten Klimazonen mit relativ stabiler Bevölkerung, wo die aktuellen Abwassersysteme entwickelt wurden, eine totale Änderung der Abwassersysteme bei gleichem Komfort vorteilhaft wäre, aber in 40 Jahren und in Regionen mit ganz anderen lokalen Randbedingungen können andere Systeme vorteilhaft sein und soweit entwickelt werden, dass sie auch für unsere Situation interessant werden. So eine Entwick-

lung erwarte ich in Österreich nicht vor etwa 30 bis 40 Jahren, aber auch hier können entscheidende Innovationen gänzlich neue Abwassersysteme auch z.B. für Europa attraktiv machen. Je größer die Ballungsräume werden, und je größer die Wachstumsgeschwindigkeit dieser Zentren wird, desto mehr werden die Fragen nach Zentralisierung und Dezentralisierung der urbanen Wassersysteme mit unterschiedlichen Lösungen beantwortet werden, die wiederum ganz eng mit den lokalen Bedingungen verknüpft sind (Klima, Gefälle, Küstengebiet, Wasserdargebot, Lebensstandard, Bildungsniveau etc.). Die Entwicklung neuer Konzepte für die Stadt- und Raumplanung mit voller Berücksichtigung auch der Wasserinfrastruktur von neuen Ballungszentren vor allem in der Schwellen- und Entwicklungsländern ist in vollem Gange und daher bis 2050 nicht absehbar. Von dort können allerdings neue Impulse für die Abwassersysteme ausgehen, die auch für Österreich relevant werden können.

Die Stickstoffentfernung auf Kläranlagen auch in Österreich könnte schon durch eine Umstellung aller öffentlichen WC Anlagen auf Urinseparation und separate Urinbehandlung (P und N Dünger) das CSB/N Verhältnis so verändert werden, dass die N-Entfernung deutlich gesteigert werden kann. Auch die getrennte N-Entfernung aus den Trübwässern anaerob stabilisierter Schlämme kann dazu einen wichtigen Beitrag leisten. Die derzeitigen Entwicklungen lassen vermuten, dass das bis 2050 ein Standardprozess zumindest auf größeren Kläranlagen sein wird, welche Technologie allerdings sich durchsetzen wird, ist noch offen.

Ob der Stickstoff des Abwassers ein wichtiger Wertstoff für die Landwirtschaft werden wird, hängt primär von der Entwicklung der Energiepreise ab. Der Stickstoffgehalt des Abwassers hat eine deutlich geringere Bedeutung als der Phosphorgehalt. Stickstoffdüngung kann auch über Handelsdünger (Energieeinsatz) oder durch biologische N-Fixierung erfolgen. Stickstoff ist eine „unbegrenzte“ Ressource.

Ganz neue Abwassersysteme werden schon heute für die Lenkung der Spurenstoffströme überlegt. Die organischen Spurenstoffe werden derzeit nur negativ bewertet, sie werden daher gerne als Mikroschadstoffe bezeichnet. Bei den Schwermetallen sind zumindest Kupfer und Zink auch als Wertstoffe (Spurenelemente für die Landwirtschaft) in Diskussion. Nachdem die Schwermetalle auch im Regenwasser relevante Stoffströme darstellen, die organischen Spurenstoffe überwiegend im Schmutzwasser transportiert werden, wird der Diskussion über die Vor- und Nachteile der Misch- und Trennsysteme aber auch über die Notwendigkeit der Behandlung von Regenwasser in Trennsystemen und Regen-

überlaufwasser in Mischsystemen neue Nahrung zugeführt. Auch hier ist zu vermuten, dass die spezifische lokale Situation für die Optimierung der bestehenden und die Entwicklung neuer Abwasserableitungssysteme dominant bleiben wird. Auch ein vermehrter Einsatz von Abwasserspeichieranlagen im Netz für eine bessere Nutzung der Reinigungskapazität der Kläranlagen wird diskutiert. Maßnahmen zur Vermeidung gewisser Stoffströme an der Quelle werden diese Entwicklungen vermutlich wenig beeinflussen.

4. Abwasserreinigungsverfahren

Es ist erstaunlich, dass es seit fast 100 Jahren keine fundamentalen Innovationen bei den wichtigsten Abwasserreinigungsverfahren gegeben hat. Der Einsatz einfacher physikalischer Gesetze bei der mechanischen Reinigung und die Nutzung natürlicher Biozönosen für die biologische Reinigung waren und sind immer noch sehr erfolgreich. Die vielen Neuentwicklungen in den letzten 40 Jahren haben noch zur Nutzung einer Reihe von Fähigkeiten der natürlichen Biozönosen zur Verbesserung der Reinigungswirkung geführt. In vielen Details haben technische Innovationen zur Verbesserungen der Betriebssicherheit, der Verringerung des Energiebedarfes und zur verbesserten Überwachung der Anlagenteile geführt. Die aktuell im Erprobungsstadium befindlichen chemisch physikalischen Nachreinigungsverfahren sind auch seit langem aus der Trinkwasseraufbereitung bekannt, neu ist lediglich die Untersuchung der Reinigungswirkung für die Spurenstoffe, die man früher nicht kannte oder nicht analysiert hat. Auch bei der Schlammbehandlung sind in den letzten 50 Jahren kaum epochale Innovationen aufgetreten obwohl eine stetige und vielfältige Weiterentwicklung aller Verfahren wichtige Fortschritte gebracht haben.

Man könnte daraus den Schluss ziehen, dass auch für die nächsten 40 Jahre keine fundamentalen Innovationen auf dem Gebiet der Abwasserreinigung und Schlammbehandlung zu erwarten sind. Bis 2050 kann zwar angenommen werden, dass die hohe Lebensdauer der Bauwerke und der große Erfolg der bestehenden Technologien eine völlige Neuerrichtung der Abwasserreinigungsanlagen mit ganz anderen Anlagentypen verhindern wird, aber der erwartete weltweite Neubau von Kläranlagen für 4 bis 6 Mrd. Einwohner birgt ein enormes Innovationspotenzial, sodass die Erfindung und Anwendung fundamental neuer Konzepte und Technologien für die Abwasserbehandlung relativ wahrscheinlich erscheint. Ob diese Innovationen für die österreichischen Bedingungen bis 2050 schon massive Auswirkungen haben werden, ist weniger wahrscheinlich, aber es

wird sicher zunehmend interessant auch für Österreich, die internationale Entwicklung sehr intensiv zu verfolgen. Noch ist das heimische Know how auf dem Gebiet der Abwasserreinigung und des Gewässerschutzes exportfähig und das sollte so bleiben. Dieser Wunsch wird nicht ohne Investitionen und ohne erhöhte Risikobereitschaft in allen betroffenen Bereichen von der Forschung über die Planung bis zum tagtäglichen Betrieb der Anlagen erfüllt werden können.

5. Nutzung der Wertstoffe und der Energie im Abwasser

Die steigende Weltbevölkerung und die weitaus stärker steigende Nutzung von begrenzten Ressourcen hat dazu geführt, dass man auch in den Abfällen und in den Abwässern den Wert der Inhaltsstoffe erkennt und seine Nutzung anstrebt.

Der Abwasseranfall ist in den meisten Regionen der Erde kein sehr relevanter Wasserstrom. Je höher die Konzentration der Bevölkerung durch die Verstädterung wird, desto stärker wird auch der Eingriff in das natürliche Wasserdargebot durch die Trink- und Brauchwasserversorgung. Wenn man den Bedarf an virtuellem Wasser (ca. 1000 m³/ Person für die Nahrungsversorgung) noch dazu nimmt, wird vor allem für aride Gebiete sehr leicht verständlich, wie stark der Mensch an vielen Orten in das natürliche Wasserdargebot eingreift und warum in vielen Regionen die Wasserwirtschaft nicht nachhaltig betrieben wird. Trink- und Brauchwasser wird nur genutzt und nicht verbraucht, seine Wiederverwendung ist also ein Qualitätsproblem. Durch gute Reinigung oder Vermeidung von Verunreinigung bei Industrie und Gewerbe kann der Wert des Wassers durchaus von Bedeutung sein. In den gemäßigten Klimazonen ist dieser Wert meist ohne wirtschaftliche Bedeutung.

Die organische Verschmutzung des Abwassers kann als CSB gemessen werden. Die CSB Fracht kann direkt in Energiemengen umgerechnet werden. Bei den größeren Siedlungsgebieten fallen pro Einwohner etwa 220g CSB/E/d an, das entspricht einem Energieinhalt von ca. 0,8 kWh/d. Sowohl auf Grund theoretischer Überlegungen als auch durch praktische Erfahrung belegt kann man zeigen, dass eine mechanisch-biologische Kläranlage mit einer Reinigungsleistung nach dem Stand der Technik (1. AEVKA) energieautark betrieben werden kann, oder sogar einen geringen Energieüberschuss liefern kann. Das ist derzeit in Österreich trotz der Energiekrise und des Klimaschutzes vergleichsweise wenig relevant im Vergleich zu der Reinigungswirkung für die Gewässerschutz. Dennoch wird davon ausgegangen, dass es einen weltweiten Trend geben wird, den

Bedarf von Abwasserreinigungsanlagen an hochwertiger Energie weitgehend zu vermeiden. Auch den Nährstoffgehalt des Abwassers kann man in Energieäquivalente umrechnen, wenn man davon ausgeht, dass die Nährstoffe des Abwassers Handelsdünger substituieren. Dieses Energieäquivalent ist deutlich geringer als jenes der organischen Verunreinigung. Die Einzelheiten dazu sind in Kroiss, Svardal 2009 nachzulesen. Hier ist diese Information nur interessant um die Bedeutung des Energiebedarfes für die Entwicklung der Abwasserreinigung darzustellen.

Für die zukünftige Entwicklung der Energieversorgung erscheinen zumindest zwei gänzlich unterschiedliche Szenarien möglich: (stark) steigende oder gleichbleibende bis leicht sinkende Kosten, also Verknappung der Ressourcen für die Energieerzeugung oder Anpassungsmöglichkeit der Energiebereitstellung an den Bedarf. Je nachdem ob es gelingt auch einen steigenden globalen Leistungsbedarf (z.B. 6000 W/Person wie in Mitteleuropa) aus Sonnenenergie (im Jahr 2050 global etwa 7,000.000 W Dauerleistung/Person) oder einer anderen Form der nachhaltigen Energieerzeugung zu etwa konstanten Kosten zur Verfügung zu stellen oder nicht. Eine einzige fundamentale Innovation in diesem Bereich, gefolgt von intensiver Entwicklungsarbeit, kann schon bis 2050 die Entscheidung bringen. In beiden Szenarien wird sich eine deutliche Steigerung der Effizienz bei der Energienutzung kostensenkend und ressourcenschonend auswirken und daher sinnvoll bleiben. Aber die Entwicklung der Wirtschaft und Politik wird dennoch in den beiden Szenarien stark unterschiedlich sein.

Hochwertige Abwasserreinigung kann mit einer Dauerleistung von ca. 0 bis 10 W/Person betrieben werden, braucht also nicht an der Energiefrage scheitern. Das ist insofern tröstlich, als zu jeder Zeit ausreichende Wasserverfügbarkeit und Wasserqualität fundamentale Bedingungen für Gesundheit und Wohlstand sind. Solange die Energiekosten nicht stark steigen kann auch die Trinkwasserversorgung durch Wiederverwendung von Abwasser oder Entsalzung von Meerwasser (10 bis 20 W/Person) auch in wasserarmen Gebieten weltweit gesichert werden.

6. Neue Anforderungen an Kläranlagen, die nicht die Reinigungswirkung betreffen

Nachdem die Weltbevölkerung noch erheblich zunehmen wird, die nutzbaren Flächen für Landwirtschaft und Siedlungsraum begrenzt und häufig nicht vermehrbar sind, wird in vielen Regionen der Platzbedarf der Kläranlagen zunehmende Bedeutung auch bei der Verfahrenstechnik erhalten, bzw. die Mehrfachnutzung von Flächen für die Abwasserbehandlung interessant werden. Eine grobe Abschätzung hat ergeben, dass ab einem Grundpreis von über 1000€ die Errichtungskosten von Kläranlagen primär durch den Platzbedarf bestimmt werden. Das hat schon in der Vergangenheit zu innovativen Lösungen geführt, wie die Entwicklung der Biofiltration, die Unterbringung der Anlagen in mehrstöckigen geschlossenen Gebäuden, der Einsatz der Membranbelebung, die unterirdischen Kläranlagen, bei denen die Fläche oberirdisch für Erholung oder Sport genutzt werden kann.

In allen Fällen der starken Reduktion des Platzbedarfes ergibt sich automatisch auch die sichere Beherrschung von Geruchs- und Lärmentwicklung. Alle diese Anforderungen an die Planung, Errichtung, technische Ausrüstung und den Betrieb von Kläranlagen werden von ökonomischen und stadtplanerischen Überlegungen getrieben und nicht von den Anforderungen an den Gewässerschutz.

Die Entwicklung innovativer Lösungen für Kläranlagen bei beschränkten Platzverhältnissen wird ebenfalls in vielen Regionen und Ballungsgebieten weiter an Bedeutung gewinnen. Auch in Österreich wird vermutlich der Druck zunehmen, den Platzbedarf von Kläranlagen geringer und die Vermeidung der Geruchs- und Lärmbelästigung in der Umgebung sicherer zu machen.

7. Schlussfolgerungen und Ausblick

Technische Innovationen, wirtschaftliche und politische Krisen sowie globale Veränderungen des Bewusstseins der Menschen können zu einer langsamen Verbesserung bestehender Systeme oder Adaptierung an veränderte Randbedingungen führen. Es gibt aber auch Innovationen die zu einer raschen und fundamentalen Änderung ganzer Systeme durch gänzlich neue Wettbewerbsbedingungen führen. Die letzteren entziehen sich prinzipiell der Prognose, für die ersteren sind gewisse Änderungen der Randbedingungen bereits heute abschätzbar,

ob sie zu fundamentalem Umdenken bei Abwassersystemen auf globaler Ebene führen werden, allerdings nicht.

Alle Ausführungen in diesem Beitrag über die Entwicklung der Kläranlagen bis 2050 sind spekulativ und beruhen auf einer Analyse der Vergangenheit, die durch die persönliche und daher begrenzte Sicht und Interpretation getrübt ist.

Es wird daher von einer Aussage über die Kläranlage 2050 abgesehen.

Schon heute kann man in den Schwellenländern Entwicklungen feststellen, die in den letzten 40 Jahren für uns unvorstellbar waren. Die Innovationsfreudigkeit in diesen Ländern ist faszinierend und wird uns auch bei der Verbesserung und Adaptierung der urbanen Wassersysteme unter einen starken Konkurrenzdruck setzen. Die Entwicklung von angepassten Lösungen für die Wasserqualitätsprobleme, und für eine „gerechte“ Befriedigung der unterschiedlichen und teilweise konkurrierenden Nutzungsansprüche an begrenzte Wasserressourcen wird weltweit an Bedeutung erheblich zunehmen. Um die zukünftige Wichtigkeit von Kläranlagen braucht man sich daher wahrscheinlich global keine Sorge machen. In Österreich nur dann, wenn man einen schleichenden Verfall der hohen „Kultur“ der Abwasserreinigung zulässt und sich um Innovationen in den Anlagen nicht mehr kümmert und die internationalen Entwicklungen ignoriert. Die Politik ist also aufgerufen, die Rahmenbedingungen so zu gestalten, dass es weiterhin genügend Anreize für Innovationen auf Kläranlagen gibt. Bei der Übertragung von Innovationen aus anderen Ländern ist immer die sorgfältige Analyse der Wechselwirkung zwischen den lokalen Besonderheiten jedes Kläranlagenstandortes und der daran angepassten Technik erforderlich. Also auch die Nutzung von Innovationen aus dem Ausland erfordert kreatives Denken und Handeln von gut ausgebildeten Fachleuten.

Literatur

- Kroiss H.: (2010): Perspektiven der Wassergütewirtschaft 2050 – gesicherte Grundlagen, ungewisse Zukunft. 43. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft, "Perspektiven und Risiken", 17.03 – 19.03. 2010, Essen GWA (Gewässerschutz-Wasser-Abwasser) 220, 2/1-2/18, ISBN 978-3-938996-26-3
- Kroiss H., Svardal K. (2009): Energiebedarf von Abwasserreinigungsanlagen. ÖWAW Vol.61, Heft 11/12 S. 170-177

Korrespondenz an:**O.Univ.Prof. Dipl.-Ing. Dr.techn. Dr.h.c. Helmut Kroiss Institution**

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft, TU-Wien
Karlsplatz 13/226, 1040 Wien

Tel.: +43 (0)1 58801 22611

E-Mail: hkroiss@iwag.tuwien.ac.at

WIENER MITTEILUNGEN

WASSER • ABWASSER • GEWÄSSER

Eine von den Wasserbauinstituten an der Technischen Universität Wien, den Instituten für Wasserwirtschaft der Universität für Bodenkultur und dem Österreichischen Wasser- und Abfallwirtschaftsverband herausgegebene Schriftenreihe

Band Nr		Preis €
1	Das Wasser (1968) Kresser W.	vergriffen
2	Die Gesetzmäßigkeiten der stationären Flüssigkeitsströmung durch gleichförmig rotierende zylindrische Rohre (1968) Breiner, H.	vergriffen
3	Abwasserreinigung - Grundkurs (1969) von der Emde, W.	vergriffen
4	Abwasserreinigungsanlagen - Entwurf-Bau-Betrieb (1969) 4. ÖWWV-Seminar, Raach 1969	vergriffen
5	Zukunftsprobleme der Trinkwasserversorgung (1970) 5. ÖWWV-Seminar, Raach 1970	vergriffen
6	Industrieabwässer (1971) 6. ÖWWV-Seminar, Raach 1971	vergriffen
7	Wasser- und Abfallwirtschaft (1972) 7. ÖWWV-Seminar, Raach 1972	vergriffen
8	Das vollkommene Peilrohr (Zur Methodik der Grundwasserbeobachtung) (1972) Schmidt, F.	vergriffen
9	Über die Anwendung von radioaktiven Tracern in der Hydrologie (1972) Pruzinsky, W. Über die Auswertung von Abflußmengen auf elektronischen Rechenanlagen Doleisch, M.:	18
10	1. Hydrologie-Fortbildungskurs (1972)	vergriffen

Band Nr		Preis €
11	Vergleichende Untersuchungen zur Berechnung von HW-Abflüssen aus kleinen Einzugsgebieten (1972) Gutknecht, D.	vergriffen
12	Uferfiltrat und Grundwasseranreicherung (1973) 8. ÖWWV-Seminar, Raach 1973	vergriffen
13	Zellstoffabwässer-Anfall und Reinigung (1972) von der Emde W., Fleckseder H., Huber L., Viehl K.	vergriffen
14	Abfluß - Geschiebe (1973) 2. Hydrologie-Fortbildungskurs 1973	vergriffen
15	Neue Entwicklung in der Abwassertechnik (1973) 9. ÖWWV-Seminar, Raach 1974	vergriffen
16	Praktikum der Kläranlagentechnik (1974) von der Emde W.	vergriffen
17	Stabilitätsuntersuchung von Abflußprofilen mittels hydraulischer Methoden und Trendanalyse (1974) Behr, O.:	18
18	Hydrologische Grundlagen zur Speicherbemessung(1975) 3. Hydrologie-Fortbildungskurs 1975	vergriffen
19	Vorhersagen in der Wasserwirtschaft (1976) 1. Hydrologisches Seminar des ÖWWV 1976	10
20	Abfall- und Schlammbehandlung aus wasserwirtschaftlicher Sicht (1976) 11. ÖWWV-Seminar, Raach 1976	vergriffen
21	Zur Theorie und Praxis der Speicherwirtschaft (1977) 2. Hydrologisches Seminar des ÖWWV 1977	22
22	Abwasserreinigung in kleineren Verhältnissen (1977) 12. ÖWWV-Seminar, Raach 1977	vergriffen
23	Methoden zur rechnerischen Behandlung von Grundwasserleitern (1977) Baron W., Heindl W., Behr O., Reitingner J.	vergriffen
24	Ein Beitrag zur Reinigung des Abwassers eines Chemiefaserwerkes, eines chemischen Betriebes und einer Molkerei (1978) Begert A.	vergriffen

Band Nr		Preis €
25	Ein Beitrag zur Reinigung von Zuckerfabrikabwasser (1978) Kroiss H.	vergriffen
26	Methoden der hydrologischen Kurzfristvorhersage (1978) Gutknecht D.	vergriffen
27	Wasserversorgung-Gewässerschutz (1978) 13. ÖWWV-Seminar, Raach 1978	vergriffen
28	Industrieabwasserbehandlung - Neue Entwicklungen (1979) 14. ÖWWV-Seminar, Raach 1979	vergriffen
29	Probleme der Uferfiltration und Grundwasseranreicherung mit besonderer Berücksichtigung des Wiener Raumes (1979) Frischherz H.	vergriffen
30	Beiträge zur Hydraulik, Gewässerkunde und Wasserwirtschaft (1979) o. Univ.-Prof. DDr. Werner Kresser zum 60. Geburtstag	vergriffen
31	Grundwasserzuströmungsverhältnisse zu Horizontalfilterrohrbrunnen (1980) Schügerl W.	vergriffen
32	Grundwasserwirtschaft (1980) 3. Hydrologisches Seminar des ÖWWV 1980	25
33	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (1) (1980)	vergriffen
34	Behandlung und Beseitigung kommunaler und industrieller Schlämme (1980) 15. ÖWWV-Seminar, Raach 1980	vergriffen
35	Faktoren, die die Inaktivierung von Viren beim Belebungsverfahren beeinflussen (1980) Usrael G.	vergriffen
36	Vergleichende Kostenuntersuchungen über das Belebungsverfahren (1980) Flögl W.	vergriffen
37	Ein Beitrag zur Reinigung und Geruchsfreimachung von Abwasser aus Tierkörperverwertungsanstalten (1980) Ruider E.	vergriffen
38	Wasserwirtschaftliche Probleme der Elektrizitätserzeugung (1981) Schiller, G.:	vergriffen

Band Nr		Preis €
39	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (1981) Teil 2	vergriffen
40	Wasseraufbereitung und Abwasserreinigung als zusammengehörige Techniken (1981) 16. ÖWWV-Seminar, Raach 1981	vergriffen
41	Filterbrunnen zur Erschließung von Grundwasser (1981) ÖWWV-Fortbildungskurs 1981	29
42	Zur Ermittlung von Bemessungshochwässern im Wasserbau (1981) Kirnbauer R.	22
43	Wissenschaftliche Arbeiten, Zeitraum 1977 bis 1981 (1981)	25
44	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft - heute (1981) Teil 3	25
45	Verbundwirtschaft in der Wasserversorgung (1982) ÖWWV-Fortbildungskurs 1982	29
46	Gewässerschutzplanung, deren Umsetzung und Zielkontrolle im Einzugsgebiet des Neusiedler Sees (1982) Stalzer W.	vergriffen
47	Wechselwirkung zwischen Planung und Betrieb von Abwasserreinigungsanlagen, Erfahrungen und Probleme (1982) 17. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1982	vergriffen
48	Kleinwasserkraftwerke - Notwendigkeit und Bedeutung (1982) Flußstudien: Schwarza, kleine Ybbs, Saalach	vergriffen
49	Beiträge zur Wasserversorgung, Abwasserreinigung, Gewässerschutz und Abfallwirtschaft (1982) o. Univ.-Prof. Dr.-Ing. W. v.d. Emde zum 60. Geburtstag	vergriffen
50	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft - heute (1982) Teil 4	vergriffen
51	Sicherung der Wasserversorgung in der Zukunft (1983) 18. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1983	vergriffen
52	Thermische Beeinflussung des Grundwassers (1983) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1983	vergriffen

Band Nr		Preis €
53	Planung und Betrieb von Regenentlastungsanlagen (1984) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1984	vergriffen
54	Sonderabfall und Gewässerschutz (1984) 19. ÖWWV-Seminar, Gmunden 1984	vergriffen
55	Naturnahes Regulierungskonzept "Pram" (1984)	26
56	Blähschlamm beim Belebungsverfahren (1985) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1985	vergriffen
57	Chemie in der Wassergütewirtschaft (1985) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1985	vergriffen
58	Klärschlamm - Verwertung und Ablagerung (1985) 20. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1985	vergriffen
59	Wasserkraftnutzung an der Thaya (1985) Pelikan B.	23
60	Seminar "Wasser - Umwelt - Raumordnung" (1985)	16
61	Gewässerschutz im Wandel der Zeit Ziele und Maßnahmen zu ihrer Verwirklichung (1985) Fleckseder, H.	vergriffen
62	Anaerobe Abwasserreinigung (1985) Kroiss H.	vergriffen
63	Kleine Belebungsanlagen mit einem Anschlußwert bis 500 Einwohnergleichwerte (1985) Begert A.	vergriffen
64	Belüftungssysteme beim Belebungsverfahren (1986) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1986	vergriffen
65	Planung und Betrieb von Behandlungsanlagen für Industrieabwässer (1986) 21. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1986	vergriffen
66	Ausspracheseminar Grundwasserschutz in Österreich (1986) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1986	29
67	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (5) (1986)	vergriffen

Band Nr		Preis €
68	Zur mathematischen Modellierung der Abflusstehung an Hängen (1986) Schmid B.H.	22
69	Nitrifikation - Denitrifikation (1987) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1987	vergriffen
70	Flußbau und Fischerei (1987)	vergriffen
71	Wasserversorgung und Abwasserreinigung in kleinen Verhältnissen (1987) 22. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1987	vergriffen
72	Wasserwirtschaft und Lebensschutz (1987) Wurzer E.	vergriffen
73	Anaerobe Abwasserreinigung Grundlagen und großtechnische Erfahrung (1988) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1988	vergriffen
74	Wasserbau und Wasserwirtschaft im Alpenraum aus historischer Sicht (1988)	22
75	Wechselbeziehungen zwischen Land-, Forst und Wasserwirtschaft (1988) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1988	vergriffen
76	Gefährdung des Grundwassers durch Altlasten (1988) 23. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1988	vergriffen
77	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (6) (1987)	vergriffen
78	Wasserwirtschaftliche Planung bei mehrfacher Zielsetzung (1988) Nachtnebel, H.P.	25
79	Hydraulik offener Gerinne (1989) Symposium, 1989	vergriffen
80	Untersuchung der Fischaufstiegshilfe bei der Stauhaltung im Gießgang Greifenstein (1988) Jungwirth M., Schmutz S.	vergriffen
81	Biologische Abwasserreinigung (1989) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1989, TU-Wien	vergriffen
82	Klärschlamm Entsorgung (1989) 24. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1989	vergriffen

Band Nr		Preis €
83	Viruskontamination der Umwelt und Verfahren der Kontrolle (1990) 2. Symposium	18
84	Schadstofffragen in der Wasserwirtschaft (1989) ÖWWV-Fortbildungskurs 1989, TU-Wien	29
85	Schlußbericht zum Forschungsvorhaben Trinkwasseraufbereitung mit Ultraschall, Projekt Abschnitt I (1989) Frischherz H.; Benes E.; Ernst J.; Haber F.; Stuckart W.	18
86	Umfassende Betrachtung der Erosions- und Sedimentationsproblematik (1989) Summer W.	25
87	Großräumige Lösungen in der Wasserversorgung (1990) 25. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1990	vergriffen
88	Revitalisierung von Fließgewässern (1990) Beiträge zum Workshop Scharfling, 1989	vergriffen
89	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (1990) Teil 9	vergriffen
90	A Study on Kinematic Cascades (1990) Schmid B.H.	18
91	Snowmelt Simulation in Rugged Terrain - The Gap Between Point and Catchment Scale Approaches (1990) Blöschl G.	18
92	Dateninterpretation und ihre Bedeutung für Grundwasserströmungsmodelle (1990) Blaschke A.P.	nicht erschienen
93	Decision Support Systeme für die Grundwasserwirtschaft unter Verwendung geografischer Informationssysteme (1990) Fürst J.	18
94	Schlußbericht zum Forschungsvorhaben Trinkwasseraufbereitung mit Ultraschall; Projekt-Abschnitt 1990 (1990) Frischherz H., Benes E., Stuckhart W., Ilmer A., Gröschl M., Bolek W.	18
95	Anaerobe Abwasserreinigung - Ein Modell zur Berechnung und Darstellung der maßgebenden chemischen Parameter (1991) Svardal K.	22

Band Nr		Preis €
96	EDV-Einsatz auf Abwasserreinigungsanlagen (1991) ÖWWV-Fortbildungskurs 1991, TU-Wien	29
97	Entfernung von Phosphorverbindungen bei der Abwasserreinigung (1991) ÖWWV-Fortbildungskurs 1991, TU-Wien	25
98	Auswirkungen der Wasserrechtsgesetznovelle 1990 auf Behörden, Planer und Betreiber kommunaler Abwasserreinigungsanlagen - aus technischer, rechtlicher und wirtschaftlicher Sicht (1991) 26. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1991	36
99	Geruchsemissionen aus Abwasserreinigungsanlagen (1991) ÖWWV-Fortbildungskurs 1991,	22
100	Anpassung von Kläranlagen an den Stand der Technik (1992) ÖWWV-Fortbildungskurs 1992, TU-Wien	vergriffen
101	Umweltbezogene Planung wasserbaulicher Maßnahmen an Fließgewässern (1992) Pelikan B.	18
102	Erfassung hydrometeorologischer Elemente in Österreich im Hinblick auf den Wasserhaushalt (1992) Behr O.	i.V.
103	Wasser- und Abfallwirtschaft in dünn besiedelten Gebieten (1992) 27. ÖWWV-Seminar Ottenstein 1992	36
104	Virus Contamination of the Environment (1992) Methods and Control	vergriffen
105	Fließgewässer und ihre Ökologie (1993) ÖWAV-Fortbildungskurs 1992, TU-Wien	22
106	Festlegung einer Dotierwassermenge über Dotationsversuche (1992) Mader H.	22
107	Wasserrechtsgesetznovelle 1990 und neue Emissionsverordnungen (1992) Vorträge anlässlich der UTEC 1992	29
108	Chemische Analytik für einen zeitgemäßen Gewässerschutz (1992) Vorträge anlässlich der UTEC 1992	29
109	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (1994) Teil 10 - Beiträge zum Seminar an der Universität für Bodenkultur im November 1994	i.V.

Band Nr	Preis €
110 Bemessung u. Betrieb von Kläranlagen zur Stickstoffentfernung (1993) ÖWAV-Seminar 1993, TU-Wien	36
111 Wasserreserven in Österreich - Schutz und Nutzung in Gegenwart und Zukunft (1993) 28. ÖWAV-Seminar Ottenstein 1993	vergriffen
112 Contamination of the Environment by Viruses and Methods of Control (1993)	18
113 Wasserkraft () O.Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr.techn. S. Radler anlässlich seiner Emeritierung	vergriffen
114 Klärwärter-Grundkurs (1994) 2. Auflage 1994	vergriffen
115 Beitrag zur Reduzierung der Abwasseremissionen der Bleicherei beim Sulfatverfahren (1994) Urban W. ISBN 3-85234-001-2	22
116 Eigenüberwachung von Abwasserreinigungsanlagen für den Gewässerschutz (1994) ÖWAV-Seminar 1994, TU-Wien ISBN 3-85234-002-0	25
117 Abwasserreinigungskonzepte - Internationaler Erfahrungsaustausch über neue Entwicklungen (1995) ÖWAV-Seminar 1994, TU Wien ISBN 3-85234-003-9	25
118 3 Jahre WRG-Novelle (1994) 29. ÖWAV-Seminar: Ottenstein 1994 ISBN 3-85234-004-7	19
119 Landeskulturelle Wasserwirtschaft (1994) anlässlich der Emeritierung von o.Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr. H. Supersperg	vergriffen
120 Gewässerbetreuungskonzepte - Stand und Perspektiven (1994) Beiträge zur Tagung an der BOKU 1994 ISBN 3-85234-010-1	32
121 Generelle Entwässerungsplanung im Siedlungsraum (1996) ÖWAV-Seminar 1995, TU Wien ISBN 3-85234-011-X	29

Band Nr	Preis €
122 Bedeutung von geowissenschaftlicher Zusatzinformation für die Schätzung der Transmissivitätsverteilung in einem Aquifer (1994) Kupfersberger H.	18
123 Modellierung und Regionalisierung der Grundwassermengenbildung und des Bodenwasserhaushaltes (1994) Holzmann, H.	22
124 Pflanzenkläranlagen - Stand der Technik, Zukunftsaspekte (1995) ÖWAV-Seminar, BOKU Wien ISBN 3-85234-014-4	22
125 Abwasserreinigung - Probleme bei der praktischen Umsetzung des Wasserrechtsgesetzes, (1995) ÖWAV-Seminar 1995, TU-Wien ISBN 3-85234-015-2	32
126 Konfliktfeld Landwirtschaft - Wasserwirtschaft (1995) 30. ÖWAV-Seminar, Ottenstein 1995 ISBN 3-85234-016-0	29
127 Alte und neue Summenparameter (1995) ÖWAV-Seminar 1995, TU-Wien ISBN 3-85234-017-9	29
128 Viruskontamination der Umwelt und Verfahren der Kontrolle (deutsch oder englisch) (1995) 4. Symposium Univ.Prof.Dr. R. Walter ISBN 3-85234-019-5	0
129 Einfluß von Indirekteinleitungen auf Planung und Betrieb von Abwasseranlagen (1996) ÖWAV-Seminar 1996, TU-Wien ISBN 3-85234-020-9	vergriffen
130 Zentrale und dezentrale Abwasserreinigung (1996) 31. ÖWAV-Seminar, Ottenstein 1996 ISBN 3-85234-021-7	36
131 Methoden der Planung und Berechnung des Kanalisationssystems (1996) ÖWAV-Seminar 1996, BOKU-Wien ISBN 3-85234-022-5	29

132	Scale and Scaling in Hydrology (1996) Blöschl G. ISBN 3-85234-023-3	vergriffen
133	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (11) (1996) Integrale Interpretation eines zeitgemäßen Gewässerschutzes ISBN 3-85234-024-0	12
134	Ein Beitrag zur Charakterisierung von Belüftungssystemen für die biologische Abwasserreinigung nach dem Belebungsverfahren mit Sauerstoffzufuhrmessungen (1996) Frey W. ISBN 3-85234-025-X	22
135	Nitrifikation im Belebungsverfahren bei maßgebendem Industrieabwassereinfluß (1996) Nowak O. ISBN 3-85234-026-8	36
136	1. Wassertechnisches Seminar (1996) Nebenprodukte von Desinfektion und Oxidation bei der Trinkwasseraufbereitung ISBN 3-85234-027-6	i.V.
137	Modellanwendung bei Planung und Betrieb von Belebungsanlagen (1997) ÖWAV - Seminar 1997, TU-Wien ISBN 3-85234-028-4	32
138	Nitrifikationshemmung bei kommunaler Abwasserreinigung (1997) Schweighofer P. ISBN 3-85234-029-2	25
139	Ein Beitrag zu Verständnis und Anwendung aerober Selektoren für die Blähschlammvermeidung (1997) Prendl L. ISBN 3-85234-030-6	22
140	Auswirkungen eines Kläranlagenablaufes auf abflußschwache Vorfluter am Beispiel der Kläranlage Mödling und des Krottenbaches (1997) Franz A. ISBN 3-85234-031-4	25
141	Neue Entwicklungen in der Abwassertechnik (1997) ÖWAV - Seminar 1997, TU-Wien ISBN 3-85234-032-2	36

Band Nr		Preis €
142	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (11) (1997) Abfallwirtschaft und Altlastensanierung morgen ISBN 3-85234-033-0	18
143	Abwasserbeseitigung und Wasserversorgung in Wien (1997) Eine ökonomische Beurteilung der Einnahmen, Ausgaben und Kosten Kosz M. ISBN 3-85234-034-9	22
144	Raum-Zeitliche Variabilitäten im Geschiebehaushalt und dessen Beeinflussung am Beispiel der Drau (1997) Habersack H. ISBN 3-85234-035-7	29
145	Fortbildungskurs: Biologische Abwasserreinigung (1998) ÖWAV - Seminar 1998, TU-Wien ISBN 3-85234-036-5	40
146	2. Wassertechnisches Seminar (1998) Desinfektion in der Trinkwasseraufbereitung ISBN 3-85234-037-3	i.V.
147	Eigenüberwachung und Fremdüberwachung bei Kläranlagen (1998) 32. ÖWAV-Seminar , Linz 1998 ISBN 3-85234-038-1	36
148	Grundwasserdynamik (1998) ISBN 3-85234-039-C	36
149	Die Tradition in der Kulturtechnik (1998) Kastanek F. Simulationsanwendung bei der Störung durch poröses Medium (1998) Loiskandl W. ISBN 3-85234-040-4	22
150	Auswirkungen von Niederschlagsereignissen und der Schneeschmelze auf Karstquellen (1998) Steinkellner M. ISBN 3-85234-041-1	36
151	Experiences with soil erosion models (1998) ISBN 3-85234-042-X	29

Band Nr	Preis €
152 Ein Beitrag zur Optimierung der Stickstoffentfernung in zweistufigen Belebungsanlagen (1998) Dornhofer K. ISBN 3-85234-043-8	25
153 Hormonell aktive Substanzen in der Umwelt (1998) ÖWAV / UBA Seminar 1998, BOKU Wien ISBN 3-58234-044-6	vergriffen
154 Erfassung, Bewertung und Sanierung von Kanalisationen (1998) ÖWAV Seminar 1999, BOKU Wien ISBN 3-8523-045-4	29
155 Nährstoffbewirtschaftung und Wassergüte im Donaauraum (1999) ÖWAV - Seminar 1999, TU-Wien ISBN 3-85234-046-2	32
156 Der spektrale Absorptionskoeffizient zur Bestimmung der organischen Abwasserbelastung (1999) UV-Seminar 1998, Duisburg ISBN 3-85234-047-0	22
157 Bedeutung und Steuerung von Nährstoff- und Schwermetallflüssen des Abwassers (1999) Zessner M. ISBN 3-85234-048-9	25
158 Entwicklung einer Methode zur Bewertung von Stoffbilanzen in der Abfallwirtschaft (1999) Rechberger H. ISBN 3-85234-049-7	vergriffen
159 Sicherheit und Gesundheitsschutz auf Abwasseranlagen und deren Evaluierung (2000) ÖWAV – Seminar 2000, TU-Wien ISBN 3-85234-050-0	22
160 Auswirkungen von Klimaänderungen auf die Hydrologie alpiner Einzugsgebiete (2000) Hebenstreit K. ISBN 3-85234-051-9	25

-
- | | | |
|------------|--|------------|
| 161 | Innovative Messtechnik in der Wasserwirtschaft (2000)
Präsentation eines Forschungsprojektes
ÖWAV – Seminar 2000, BOKU – Wien
ISBN 3-85234-052-7 | vergriffen |
| 162 | Sickerwasser und Oberflächenabdichtung auf Reaktordeponien (2000)
ÖWAV - Seminar 2000, Wirtschaftskammer Wien
ISBN 3-85234-053-5 | 25 |
| 163 | Abfall- und Abwasserentsorgung in kleinen Verhältnissen (2000)
ÖWAV - Seminar 2000, Ottenstein
ISBN 3-85234-054-3 | 25 |
| 164 | Niederschlag-Abfluss-Modellierung – Simulation und Prognose (2000)
ÖWAV-Seminar 2000, TU Wien
ISBN 3-85234-055-1 | i.V. |
| 165 | Mehrdimensionale Abflussmodellierung am Beispiel der Lafnitz (2000)
Habersack, H. / Mayr, P. / Girlinger, R. / Schneglberger, St.
ISBN 3-85234-056-x | 25 |
| 166 | Anpassung von Kläranlagen – Planung und Betrieb (2001)
ÖWAV-Seminar 2001, TU Wien
ISBN 3-85234-057-8 | 40 |
| 167 | Bepflanzte Bodenfilter zur weitergehenden Reinigung von Oberflächenwasser und Kläranlagenabläufen (2001)
Laber J.
ISBN 3-85234-058-6 | 25 |
| 168 | Kanalbetrieb und Niederschlagsbehandlung (2001)
ÖWAV-Seminar 2001, BOKU Wien.
ISBN 3-85234-059-4 | 29 |
| 169 | Development of a Simulation Tool for Subsurface Flow Constructed Wetlands (Entwicklung eines Simulationsmodells für bepflanzte Bodenfilter) (2001)
Langergraber G.
ISBN 3-85234-060-8 | 25 |
| 170 | Simulation von Niederschlagszeitreihen mittels stochastischer Prozess-modelle unter Berücksichtigung der Skaleninvarianz (2001)
Bogner
ISBN 3-85234-061-6 | i.V. |
| 171 | Sewage Sludge Disposal – Sustainable and/or Reliable Solutions (2001)
ÖWAV / EWA Workshop 2001, TU-Wien
ISBN 3-85234-062-4 | 25 |

Band Nr		Preis €
172	Stickstoffentfernung mit Biofiltern (2002) Nikolavcic B. ISBN 3-85234-063-2	30
173	Anaerobe Abwasserreinigung: Beeinflussende Faktoren der Versäuerung eines Zitronesäurefabrikabwassers (2002) Moser D. ISBN 3-85234-064-0	20
174	Gewässerschutz bei Entlastungsbauwerken der Mischkanalisation (2002) Fenz R. ISBN 3-85234-065-9	25
175	Wechselwirkung von physikalischen, chemischen und biotischen Prozessen in aquatischen Systemen (2002) Kreuzinger N. ISBN 3-85234-066-7	i.V.
176	Benchmarking in der Abwasserentsorgung (2002) ÖWAV Workshop Februar 2002, TU-Wien ISBN 3-85234-067-5	30
177	Klärschlamm (2002) Möglichkeiten und Verfahren zur Verwertung / Entsorgung ab 2004 ÖWAV Seminar April 2002, Wirtschaftskammer Österreich Schlammbehandlung und Entsorgung ÖWAV / TU – Workshop September 2000, TU-Wien ISBN 3-85234-068-3	30
178	Arzneimittel in der aquatischen Umwelt (2002) ÖWAV Seminar 2002, BOKU Wien ISBN 3-58234-069-1	30
179	Untersuchungen zur Entfernung natürlicher radioaktiver Stoffe aus Trinkwasser und Überblick zu deren Verbreitung in Österreich (2002) Staubmann, K. ISBN 3-85234-070-5	25
180	Zum Fließwiderstandsverhalten flexibler Vegetation (2002) Stephan, U. ISBN 3-85234-071-3	30
181	Understanding and Estimating Floods at the Regional Scale (2002) Merz, R. ISBN 3-85234-072-1	30

Band Nr	Preis €
182 Kanalmanagement - Neues Schlagwort oder alte Herausforderung ? (2003) ÖWAV Seminar 2003, BOKU Wien ISBN 3-85234-073-X	30
183 Fortbildungsseminar Abwasserentsorgung (2003) ÖWAV Seminar Februar 2003, TU-Wien ISBN 3-85234-074-8	40
184 Klärschlamm (2003) ÖWAV Seminar November 2003, TU-Wien ISBN 3-85234-075-6	30
185 Nachhaltige Nutzung von Wasser (2003) Endbericht zu Modul MU11 im Rahmen des Forschungsschwerpunktes „Nachhaltige Entwicklung österreichischer Kulturlandschaften“ ISBN 3-85234-076-4	30
186 Inspektion von Kanalisationen (inkl. Umsetzung ÖNORM EN 13508-2) ÖWAV-Informationsveranstaltung 2004, BOKU Wien ISBN 3-85234-077-2	30
187 Datengewinnung, -verwaltung und -nutzung in der Wassergütwirtschaft (2004) ÖWAV Seminar März 2004, TU-Wien ISBN 3-85234-078-0	40
188 CSB-Elimination in höchstbelasteten Belebungsstufen und ihre Auswirkung auf die Stickstoffelimination von zweistufigen Anlagen unter dem Gesichtspunkt der mathematischen Modellierung (2004) Haider, S. ISBN 3-85234-079-9	30
189 Beitrag zum Benchmarking von Abwasserreinigungsanlagen (2004) Lindtner, S. ISBN 3-85234-080-2	25
190 Öffentlichkeitsarbeit auf Kläranlagen (2004) ÖWAV Seminar Juni 2004, St. Pölten ISBN 3-85234-081-0	30
191 Das Verhalten ausgewählter organischer Spurenstoffe bei der biologischen Abwasserreinigung (2004) Clara, M. ISBN 3-85234-082-9	25

Band Nr	Preis €
192 Chemie in der Wassergütewirtschaft (2005) ÖWAV Seminar Februar 2005, TU Wien ISBN 3-85234-083-7	45
193 Three dimensional numerical modelling of turbulent river flow using polyhydral finite volumes (2005) Tritthart, M. ISBN 3-85234-084-5	30
194 Abwasserentsorgung im ländlichen Raum (2005) ÖWAV Seminar November 2005, BOKU Wien ISBN 3-85234-085-3	Preis auf Anfrage
195 Betriebserfahrungen moderner Kläranlagen (2006) ÖWAV Seminar Februar 2006, TU-Wien ISBN 3-85234-086-1	40
196 Kanalmanagement 2006 – Praxisberichte und Projektergebnisse (2006) ÖWAV-Informationsveranstaltung 2006, BOKU ISBN 3-85234-087-X	30
197 Methoden der hydrologischen Regionalisierung (2006) ÖWAV-Seminar 2006, TU Wien ISBN 3-85234-088-8	30
198 Process based regionalisation of low flows (2006) Laha, G. ISBN-10 3-85234-089-6 ISBN-13 978-3-85234-089-0	30
199 Hochwasservorhersage – Erfahrungen, Entwicklungen & Realität (2006) ÖWAV-Seminar 2006, TU Wien ISBN-10 3-85234-090-X ISBN-13 978-3-85234-090-6	30
200 Scale and stream network structure in geostatistical hydrological analyses (Geostatistische hydrologische Analysen unter Berücksichtigung von Skalenaspekten und Gewässernetzstruktur) (2007) Skøien, J. O. ISBN-10 3-85234-091-8 ISBN-13 978-3-85234-091-3	i.V.

201	Der kombinierte Ansatz, das Wechselspiel zwischen Emission und Immission - Neue Herausforderungen bei Abwasserentsorgung und Gewässerschutz (2007) ÖWAV Februar Seminar 2007, TU-Wien ISBN-13 978-3-85234-093-7	45
202	Betrieb von Kläranlagen - Grundkurs (2007) völlige Neubearbeitung - 3. Auflage 2007 ISBN-13 978-3-85234-094-4	70
203	Kanalmanagement 2007 – Unterirdische Kanalsanierung (2007) ÖWAV Infoveranstaltung 17. April 2007 an der BOKU Wien ISBN-13 978-3-85234-095-1	30
204	Leitungskataster für Trink - und Abwassernetze (2007) ÖWAV Infoveranstaltung 30. Mai 2007, Wien ISBN-13 978-3-85234-096-8	30
205	Geruchs- und Korrosionsprobleme in der Kanalisation (2007) ÖWAV-Seminar 2007, TU Wien ISBN 978-3-85234-097-5	35
206	Extreme Abflussereignisse: Dokumentation – Bedeutung – Bestimmungsmethoden (2007) ÖWAV-Seminar 2007, TU Wien ISBN 978-3-85234-098-2	30
207	1. Österreichischer Kleinkläranlagentag (2007) ÖWAV-Seminar 2007, BOKU ISBN 978-3-85234-099-9	30
208	Biologische Abwasserreinigung - Aktuelle Entwicklungen (2008) ÖWAV Februar Seminar 2008, TU-Wien ISBN 978-3-85234-100-2	45
209	Kanalmanagement 2008 – Betrieb und Mischwasser (2008) ÖWAV Infoveranstaltung 27. März 2008 an der BOKU Wien ISBN 978-3-85234-101-9	30
210	2. Österreichischer Kleinkläranlagentag (2008) ÖWAV-Seminar 2008, BOKU ISBN 978-3-85234-102-6	30

Band Nr		Preis €
211	Zur Kenntnis der Schwefelwasserstoffbildung und -vermeidung in Abwasserdruckleitungen (2008) Saračević E. ISBN 978-3-85234-103-3	30
212	Neue Herausforderungen an die Wassergütwirtschaft (2009) ÖWAV Februar Seminar 2009, TU-Wien ISBN 978-3-85234-104-0	vergriffen
213	Hochwasserentstehung in der nördlichen Grauwackenzone Beobachtung - Messung – Modellierung (2009) Endbericht für Forschungsprojekte im Zeitraum 1990 bis 2008 ISBN: 978-3-85234-105-7	30
214	Linking Land Use to Stream Pollution: Pollutant Dynamics and Management Implications (2009) Yillia, Paul T. ISBN 978-3-85234-106-4	25
215	Kanalmanagement 2009 – Hauskanäle - Von der Planung bis zur Sanierung (2009) ÖWAV-Seminar 2009, BOKU ISBN 978-3-85234-107-1	30
216	Hochwässer – Bemessung, Risikoanalyse und Vorhersage (2009) ÖWAV-Seminar 2009, BOKU ISBN 978-3-85234-108-8	30
217	Einsatz der Managementmethode „Benchmarking“ in der Wasserversorgung - spezifische Aspekte der Implementierung, Anwendbarkeit und Folgewirkungen (2009) Neunteufel, R. ISBN 978-3-85234-109-5	30
218	3. Österreichischer Kleinkläranlagentag (2009) ÖWAV-Seminar 2009, BOKU ISBN 978-3-85234-110-1	30
219	Abwässer aus Gewerbe und Industrie Indirekt- und Direkteinleiter (2010) ÖWAV Februar Seminar 2010, TU-Wien ISBN 978-3-85234-111-8	vergriffen
220	Kanalmanagement 2010 – Grundlagen der Sanierungsplanung (2010) ÖWAV Seminar 1.6.2010, Wien ISBN 978-3-85234-112-5	50

Band Nr		Preis €
221	Anwendungsbezogene Aspekte der operationellen Durchflussvorhersage (2010) Drabek, U. ISBN 978-3-85234-113-2	50
222	4. Österreichischer Kleinkläranlagentag (2010) ÖWAV Seminar 2010, BOKU Wien ISBN 978-3-85234-114-9	30
223	Kanalmanagement 2011 – Pumpstationen, Mischwasserbehandlung & Vorstellung des ÖWAV-Regelblattes 42 „Unterirdische Kanalsanierung – Hauskanäle“ (2011) ÖWAV Seminar 2.2.2011, BOKU Wien ISBN 978-3-85234-116-3	40
224	Monitoring auf Kläranlagen „Daten erfassen, auswerten und anwenden“ (2011) ÖWAV Februar Seminar 2011, TU-Wien ISBN 978-3-85234-117-0	50
225	Kanalmanagement 2012 – Inspektion und Generelle Sanierungsplanung von Kanalisationen (2012) ÖWAV Seminar 1.2.2012, BOKU Wien ISBN 978-3-85234-118-7	40
226	Standortbestimmung in der Wassergütwirtschaft (2012) ÖWAV Februar Seminar 2012, TU-Wien ISBN 978-3-85234-119-4	50

Die Bände sind zu beziehen bei:

www.wau.boku.ac.at/wienmit.html

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft
der Technischen Universität Wien

Karlsplatz 13/226, A-1040 Wien, Email: ihager@iwag.tuwien.ac.at

Band: 12, 15, 16, 20, 28, 34, 35, 36, 37, 47, 49, 53, 54, 56, 57, 58, 61, 62, 63, 64, 65, 69, 73, 81, 82, 84, 95, 96, 97, 98, 99, 100, 105, 107, 108, 110, 114, 116, 117, 121, 125, 127, 129, 130, 134, 135, 137, 138, 139, 140, 141, 143, 145, 147, 152, 153, 155, 156, 157, 158, 159, 161, 162, 166, 171, 172, 173, 174, 175, 176, 177, 178, 183, 184, 187, 188, 189, 190, 191, 192, 195, 201, 202, 205, 208, 211, 212, 214, 219, 224, 226

Institut für Wasserbau und Ingenieurhydrologie
der Technischen Universität Wien

Karlsplatz 13/222, A-1040 Wien, Email: sekretariat+e222@tuwien.ac.at

Band: 1, 2, 8, 9, 17, 21, 23, 26, 30, 31, 41, 42, 52, 66, 68, 74, 90, 91, 92, 102, 122, 132, 148, 164, 180, 181, 193, 197, 198, 199, 200, 206, 213, 216, 221

Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und konstruktiven Wasserbau
der Universität für Bodenkultur,

Muthgasse 18, A-1190 Wien, Email: christina.mayer@boku.ac.at

Band: 18, 19, 32, 38, 43, 44, 45, 48, 50, 55, 59, 60, 70, 75, 78, 86, 89, 93, 101, 106, 109, 113, 123, 144, 160, 165, 167, 169

Institut für Siedlungswasserbau, Industrierwasserwirtschaft und Gewässerschutz
der Universität für Bodenkultur,

Muthgasse 18, A-1190 Wien, Email: sig-office@boku.ac.at

Band: 22, 29, 39, 40, 46, 67, 71, 72, 76, 77, 80, 83, 85, 87, 88, 94, 103, 112, 115, 118, 120, 124, 126, 128, 131, 133, 136, 142, 146, 150, 154, 163, 167, 168, 169, 178, 179, 182, 185, 186, 194, 196, 203, 204, 207, 209, 210, 215, 217, 218, 220, 222, 223, 225

Institut für Hydraulik und landeskulturelle Wasserwirtschaft
der Universität für Bodenkultur

Muthgasse 18, A-1190 Wien, Email: dietmar.fellner@boku.ac.at

Band: 119, 149, 151, 170

